

2



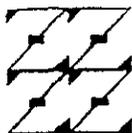
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

“Evaluación del nivel de contaminación de las aguas municipales de la UACH y zonas aledañas, utilizadas con fines agrícolas en algunos suelos del Ejido de “Boyeros” Chapingo, Edo. de Méx.”

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
MERCED CLEMENCIA AYALA GONZALEZ

284500



LO HUMANO
EJE
DE NUESTRA REFLEXION

MEXICO, D. F.

2000



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.

DEDICATORIAS

Con infinito agradecimiento a mis padres **Beatriz González Garrido y Alberto Ayala Canales** Porque sin ellos no sería quien soy, y especialmente a mi madre por enseñarme que el trabajo es el único camino a la libertad.

Con cariño a mis hermanos **Esther, Fabiola, Deyanira y Ernesto** por su apoyo y comprensión.

A mis amigos **Raúl, Paty, Dany, Martha, Rocio, Francisco, Elsa, Alvaro, Manuel y Ma. De Jesús** por haber compartido conmigo tantas y tantas experiencias.

A la Familia López Bravo, que por su amor y comprensión que me han brindado por tantos años son como una segunda familia para mí, y de manera muy especial a **Raúl** por su incondicional amistad así como por su infinita paciencia en la revisión de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

A los miembros del jurado por sus valiosas sugerencias en la revisión de este trabajo

M. en C. Teodoro Méndez García
Biól. Maricela Arteaga Mejía
Biól. Raúl Arcos Ramos
M. en C. Eliseo Cantellano Rosas
Biól. Eloisa Guerra Hernández

Al M. en C. Sergio Palacios Mayorga por introducirme en este campo de la biología.

Al personal académico y administrativo del Departamento de Edafología, Instituto de Geología, UNAM, que de alguna manera colaboró en la realización de este trabajo, particularmente a la Biól. Lucía Domínguez.

Al Sr. José Luis Alcantara, encargado de la planta de tratamiento de la UACH, por todo su apoyo e interés en este trabajo.

Al M. en C. Daniel Alvarado por su colaboración y estímulos.

ÍNDICE

RESUMEN.....	i
1 INTRODUCCIÓN.....	1
2 MARCO TEÓRICO.....	3
METALES.....	6
PATÓGENOS.....	11
NITRÓGENO.....	12
FÓSFORO.....	14
POTASIO.....	16
SALES.....	16
GRASAS Y ACEITES.....	17
DETERGENTES.....	18
SÓLIDOS SUSPENDIDOS.....	18
PLAGUICIDAS.....	19
MATERIA ORGÁNICA.....	19
VENTAJAS DE USAR AGUA RESIDUAL.....	20
CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO.....	21
3 ANTECEDENTES.....	24
4 LOCALIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	30
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHAPINGO.....	33
Dirección de Administración Infraestructura y Servicios	
Básicos de la Universidad.....	33
Funcionamiento de la Planta de Tratamiento.....	33
Proceso de Tratamiento.....	34
5 HIPÓTESIS.....	36
OBJETIVO GENERAL.....	36
OBJETIVOS PARTICULARES.....	36

6	MÉTODO	37
	TRABAJO DE CAMPO.....	37
	TRABAJO DE LABORATORIO.....	38
	Cationes solubles.....	38
	Aniones solubles.....	38
	Fósforo soluble.....	39
	Boro.....	39
	Grasas y aceites.....	39
	Sustancias activas al azul de metileno.....	39
	Metales pesados solubles.....	39
	TRABAJO DE GABINETE.....	39
7	RESULTADOS.....	41
8	DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	46
9	CONCLUSIONES.....	71
10	BIBLIOGRAFÍA.....	73
	ANEXO.....	A

RESUMEN

La falta de agua blanca para riego agrícola, así como los elevados costos de operación para suministrarla a los terrenos agrícolas, son algunas de las principales causas por las que en las últimas décadas se ha optado por una política de reuso de las aguas residuales procedentes de las zonas urbanas, como es el caso de las generadas en el D. F. que se aprovechan en el Valle del Mezquital, Hgo., con lo que se han obtenido menores costos de operación y con buenas prácticas de riego es posible aprovechar sus nutrientes y controlar su calidad química para evitar efectos nocivos sobre el cultivo y el suelo.

Actualmente, existen varios Distritos de Riego en los cuales se emplean aguas residuales tratadas para riego agrícola, pero también existen lugares donde son usadas sin ningún tratamiento estando sólo mezcladas con agua blanca, como es el caso de la zona del Ejido de "Boyeros", donde asumiendo que al no proceder de zonas industriales, no contiene los contaminantes químicos que provoquen problemas de contaminación en los cultivos y los suelos. Este ejido es regado con aguas residuales procedentes de las colonias "Profesores" y "El Cooperativo" aledañas a la UACH y de esta última. En el presente trabajo se determinó la calidad química del agua residual y potable durante el periodo de febrero a noviembre de 1994, los parámetros analizados fueron pH, conductividad eléctrica, cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}), aniones (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- y B^-), grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn).

En términos generales, se observó que los valores registrados en los parámetros analizados fueron bajos, en comparación con otros autores. Sin embargo, el agua residual presentó concentraciones ligeramente mayores a las del agua potable, a excepción de 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 SAAM, para el segundo. El único parámetro que excedió la normatividad fueron las grasas-aceites. De acuerdo con su calidad química para riego agrícola, los sitios 1, 2, 3 y 4 pertenecen a la clase C3S1 y los sitios 5 y 6 a la clase C2S1, por lo que se debe tomar en cuenta el tipo de suelo y el cultivo a regar para determinar la conveniencia del uso de esta agua en el Ejido de "Boyeros".

1

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos más valiosos para el hombre, se diferencia de otros, porque su volumen total es fijo y se regenera continuamente mediante el ciclo hidrológico, si éste es bien manejado, el agua puede constituir un recurso inagotable, dependiendo de la eficiencia con que se maneje. El crecimiento de una población, la expansión industrial, la actividad agrícola y la conservación del equilibrio biológico en la tierra depende del conocimiento y del buen empleo del agua. Por lo que, una política hidráulica adecuada deberá responder tanto a su aprovechamiento racional, múltiple y sucesivo con el mínimo de desperdicios, como el principio de conservación y restauración de la calidad del agua, debido a que la contaminación impide su aprovechamiento en óptimas condiciones.

En la actualidad, la contaminación del agua es un problema que se ha acentuado como resultado del crecimiento desordenado de la población. En este sentido las sociedades industriales utilizan enormes cantidades de agua, especialmente en la agricultura y la industria, y aproximadamente un 10% es para uso doméstico. En este contexto, no basta con reconocer que el mayor volumen del agua se emplea en la agricultura, donde se aprovecha una sola vez, ya sea residual o no; mientras que en la industria se recicla la mayor parte del agua utilizada (Guajardo *et al.*, 1992). Considerando que el costo del agua potable es cada vez mayor, se ha llegado a la necesidad de incrementar el uso del agua residual para riego agrícola, principalmente en aquellas zonas donde, por sus condiciones climáticas, de aridez y grado de salinidad es muy difícil el abastecimiento de aguas blancas, como es el caso del área del ex-lago de Texcoco (Anguiano, 1984 y Navarrete, 1972).

Las aguas residuales son aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM-001-ECOL/96).

El avance tecnológico del país requiere mayor investigación en diversos ramos, por ello, puede decirse que el agua residual abre un campo de investigación y estudios por realizar que conduzcan a un mejor conocimiento de ésta, para poder prever las implicaciones que trae consigo su empleo, ya que es necesario conocer sus alcances y

sus limitaciones para poder planear su correcto aprovechamiento en forma segura sin riesgos de contaminación, para gozar de sus beneficios sobre la productividad agrícola y el desarrollo regional, además del incremento en la oferta de agua potable, evitando los perjuicios que originan la salinidad, la presencia de concentraciones tóxicas de metales pesados, boro y detergentes, entre otros, sobre la cadena natural agua-suelo-planta-organismo (Dowdy *et al.*, 1976 y Frías, 1990).

En México, al igual que otros países, uno de los problemas más significativos para la incorporación de terrenos a la agricultura es la falta de agua. El 50 % de la superficie territorial presenta lluvias escasas con una distribución azarosa y, en algunas áreas de riego, la sobreexplotación de los acuíferos está provocando serios problemas de disponibilidad de agua (Ortiz y Ortiz, 1990). Por esta razón, se ha utilizado el agua residual como una alternativa para aminorar este problema. En el Valle del Mezquital, Edo. de Hgo., se emplean las aguas residuales procedentes de la Cd. de México en el riego de más de 85 000 has (Méndez *et al.*, 1991 y Sánchez, 1985). Sin embargo, esta práctica se ha generalizado en otros estados de la República en donde no necesariamente presentan problemas de aridez, como Puebla, Tlaxcala, Guanajuato, Jalisco, Coahuila y Edo. de México, entre otros.

Dada la complejidad del estudio del agua residual, así como la dificultad para abordar simultáneamente la problemática del uso de esta agua en la agricultura. En este trabajo se pretende abordar la factibilidad del uso del agua residual, principalmente, para el riego agrícola en las zonas aledañas de la Universidad Autónoma de Chapingo, mediante la caracterización de su calidad, desde el punto de vista químico y de algunos contaminantes como grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y metales pesados.

2

MARCO TEÓRICO

Page y Chang (1981) y Feigín *et al.* (1991) discuten todos los aspectos relacionados con el manejo de la irrigación con aguas residuales, especialmente los tratamientos necesarios para superar las limitaciones específicas impuestas por los criterios que norma la calidad del agua, como son:

- Microorganismos patógenos.
- Incremento de salinidad y sodicidad.
- Alto contenido de nutrimentos.
- Bajo circunstancias específicas, la presencia de niveles tóxicos de desechos orgánicos e inorgánicos y sólidos suspendidos.
- Los disturbios fisiológicos provocados en los cultivos por efectos antagónicos de las sales en la toma de nutrimentos.

Los estudios sobre la posibilidad de usar el agua residual en el riego agrícola, han cobrado mayor importancia en los últimos años, debido en parte a los efectos que tienen tanto en los suelos como sobre los cultivos, el agua subterránea y desde luego sobre la salud; y a que su aprovechamiento se presenta dentro de un marco de escasez y conflicto por el uso del agua, en ciertas regiones donde el recurso es limitado. En algunas zonas, los agricultores prefieren el uso del agua residual por los efectos positivos que esta ejerce en los cultivos y la reducción de los costos de producción (Frias, 1990). Los trabajos que tratan ésta posibilidad, abarcan desde aspectos agronómicos, sanitarios, económicos, políticos y sociales, generándose gran cantidad de información que suele ser muy diversa, por ser únicas las condiciones que se presentan para cada caso.

El agua contaminada es aquella a la que se le ha dado cierto uso y que posteriormente se ha desechado con mayor nivel de degradación. Por otro lado una agua contaminada no necesariamente tiene que ser una agua residual; es decir, puede ser una agua con alto contenido originalmente de sales e incluso no haber sido usada. El concepto de contaminación estará determinado principalmente por aquellas sustancias que se encuentren en el agua en considerables proporciones al grado que

refleje efectos negativos de cierta significación en el rendimiento de los cultivos cuando se usen en el riego de terrenos agrícolas (Cruz, 1989).

SEDUE (1988) menciona que las impurezas o contaminantes, generalmente se encuentran mezclados en forma homogénea perdiendo su identidad, las cuales provienen principalmente de cuatro fuentes: Urbana, Industrial, Agrícola-Pecuaria y Natural. Por otro lado, tomando en cuenta el proceso de autopurificación, se clasifican a los desechos contaminantes en: Orgánicos, Inorgánicos, Microbianos, Térmicos y Radiactivos.

Rocha *et al.* (1978) mencionan que el agua residual es aquella que ha sido degradada por su empleo en usos municipales y pecuarios, mezclada o no con aguas superficiales, subterráneas o de lluvia; agregan además, que en términos generales, el agua que ha sido empleada para fines domésticos sufre una transformación en su contenido biológico y si ha sido empleada para fines industriales, se modifica su calidad fisicoquímica, lo que hace que su composición varíe constantemente.

La mayoría de los estándares y reglamentos en el país, se enfocaron inicialmente a dos aspectos: 1) control de la contaminación del agua y 2) control de la concentración de constituyentes minerales. Actualmente a nivel mundial se han tomado en cuenta cada vez más los aspectos epidemiológicos relacionados con el reuso en riego del agua residual.

Para el riego con agua residual, se deben considerar los posibles efectos positivos o negativos que se pueden presentar en el suelo y el tipo de cultivo a irrigar. Algunos aspectos a considerar son: a) El riego con restricciones y se refiere a efluentes de baja calidad o agua residual cruda, para disposición en áreas agrícolas definidas, donde necesariamente se deberá restringir el patrón de cultivos; y b) El riego sin restricciones, que involucra el aprovechamiento de agua tratada eficientemente para regar una amplia gama de cultivos.

La mayoría de los reglamentos existentes para uso del agua residual, definen la necesidad de su tratamiento; sin embargo, el riego con restricciones y el control de patrón de cultivos en función de la calidad sanitaria del agua residual, se considera una buena alternativa económica. Atendiendo este aspecto, se elaboró en 1988 un proyecto de reglamento para el aprovechamiento directo del agua residual en el riego agrícola. Por otro lado, desde el punto de vista de irrigación, los aspectos más importantes a considerar son los constituyentes minerales del agua, que al retenerse en el suelo incrementan la salinidad, fitotoxicidad y sodicidad. Los parámetros relacionados al aspecto agronómico son salinidad, relación de adsorción de sodio, nitrógeno, fósforo, carbonatos, bicarbonatos, pH, boro, metales pesados, elementos traza, grasas-aceites, detergentes y compuestos orgánicos sintéticos, incluyendo pesticidas y herbicidas (Frias, 1990).

Actualmente, el uso del agua residual con fines agrícola no se restringe únicamente a las zonas áridas, de países como Estados Unidos, Australia, México e

Israel entre otros. El método de tratamiento del agua residual por disposición en el suelo se ha empleado tanto en zonas áridas como húmedas, según lo describen Bower y Chaney (1974 cit. en Feigin *et al.*, 1991); Pound *et al.* (1983 cit. en Feigin *et al.*, 1991) y Page y Chang (1983 cit. en Feigin *et al.*, 1991).

Feigin *et al.* (1991) han obtenido información importante con sus estudios realizados en Israel, donde la escasez de agua ha estimulado a estudiar los diferentes aspectos que esto representa. Los efluentes de agua residual ya tratada, son una fuente de agua para riego, que puede diferir del agua normalmente usada proporcionando los siguientes aspectos:

- Los tratamientos continuos de aguas municipales e industriales, deben disminuir a niveles permisibles la cantidad de materia orgánica biodegradable presente, expresada con los índices DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y DQO (demanda química de oxígeno), dependiendo de la intensidad del tratamiento. Los efluentes pueden contener, además, trazas de elementos orgánicos y sustancias tóxicas como pesticidas, pero no se sabe con seguridad de que manera afectan estos a la salud.
- Su uso origina un incremento de sales solubles inorgánicas principalmente de sales de sodio, cloruros y bicarbonatos, las cuales pueden llegar a crear problemas de salinidad y sodicidad. A diferencia de los compuestos orgánicos, las sales inorgánicas, en general, no se eliminan durante los procesos de tratamiento, excepto algunas sales que precipitan como carbonatos.
- Estos efluentes contienen diferentes niveles de macronutrientes, especialmente nitrógeno, fósforo y potasio. Sin embargo, niveles altos de nitrógeno y fósforo en el suelo pueden lixiviarse y contaminar los mantos acuíferos.
- La concentración de elementos traza también se puede incrementar, principalmente en ciertas aguas residuales. Algunos elementos traza esenciales para las plantas como el boro, cobre, manganeso, molibdeno y zinc se pueden ver incrementados y tornarse tóxicos y otros, ya de antemano son considerados como tóxicos aún en bajos niveles como ocurre con el cadmio, plomo y mercurio, los cuales contribuyen a la toxicidad de los elementos traza.
- Los microorganismos patógenos (bacterias, protozoarios y virus) y los parásitos (protozoarios y helmintos) pueden estar presentes, sin embargo, su concentración en los efluentes pueden disminuir en gran medida durante el tratamiento.

Además de tener en cuenta estos aspectos, es importante también considerar la cantidad de agua requerida por el cultivo, así como la evapotranspiración, drenaje, fertilizantes y el tipo de riego.

Por lo anterior, cabe señalar que es fundamental considerar las posibilidades de proponer estudios y alternativas que permitan reutilizar el agua residual en la agricultura y la industria, supliendo ciertos usos que el agua del acuífero aporta en estas

actividades, amortiguando con esto el peligro que en un futuro nos puede afectar seriamente en cuanto a la disponibilidad de agua de calidad suficiente que demanda la comunidad urbana para sus principales usos.

METALES

Page y Chang (1981) estudian la posible acumulación de metales traza en el suelo por aplicación de agua residual y su impacto potencial en el crecimiento y la composición química de los cultivos. Concluyen que después de aplicar el agua residual por un período de tiempo largo, sobre los terrenos de cultivo se puede originar una acumulación gradual de metales traza en el suelo, llegando a niveles tóxicos. Benham-Blair y Afiliados, Inc. (1979 cit. en Page y Chang, 1981), Koerner y Haws (1979 cit. en Page y Chang, 1981) y Reynolds *et al.* (1979 cit. en Page y Chang, 1981) analizaron aguas residuales no industriales en tres localidades de Estados Unidos utilizadas para el riego agrícola de entre 17 y 33 años y mostraron una nula o muy pequeña acumulación de metales traza en el suelo. Bouwer y Chaney (1974 cit. en Page y Chang, 1981) mencionan que las aguas residuales procedentes de Melbourne, Australia, se les dio un tratamiento primario y se usaron para regar forraje por más de 70 años, presentando ciertos incrementos de zinc, cobre, níquel y cadmio en comparación con otros cultivos regados con agua de pozo. Con lo cual, los autores sugieren que el uso de dichas aguas no es el único factor que causa tales incrementos.

Dowdy *et al.* (1976) analizaron lodos de agua residual de ocho estados de E.U.A., principalmente de la parte central y norte, observando que uno de los mayores riesgos potenciales de la aplicación de lodos residuales a los terrenos de cultivo es la alteración que provocan los metales pesados en la estructura del suelo. Los metales pesados pueden reducir el crecimiento de las plantas y ser traslocados a hojas y frutos, y de ahí a la cadena alimentaria afectando su consumo por su toxicidad. El zinc, cobre y níquel son los metales que pueden llegar a ser fitotóxicos. El cadmio es el más factible para introducirse en la cadena alimentaria. La capacidad de asimilar los metales contenidos en los lodos depende del tipo de cultivo y de las propiedades del suelo, dependiendo del cultivo será la absorción y distribución del o los metales dentro de la planta, por ello las plantas presentan diferentes niveles de tolerancia a los metales. La remolacha es de los primeros cultivos que presentan toxicidad a los metales pesados, los granos son de los menos sensibles y los pastos de los más tolerantes a los metales. En un estudio realizado por Dowdy y Larson (1975 cit. en Dowdy *et al.* 1976) encontraron que en los retoños de cebada se incrementó la asimilación de zinc al aumentar la tasa de aplicación de lodos residuales en suelos de Nicolet, U. S., con pH de 5.9 y solo un incremento mínimo en suelos de Canisteo, U. S., con pH de 7.9 y 10 % de carbonatos libre. La misma tendencia en general se ha observado en otros estudios de campo como es el caso de Stewart y Chaney (1975 cit. en Dowdy *et al.* 1976) que detectaron que los niveles de metales disminuyeron drásticamente en el suelo a pH 5.5 debido a la asimilación por las plantas, siendo nula o mínima esta reducción en suelos con pH de 6.5 a 6.8. Por otro lado, se ha observado que algunos metales se encuentran

en relación con la cantidad de lodos residuales que se hayan aplicado, como es el caso del zinc, pero hay otros elementos que no presentan un comportamiento tan bien definido como son el cobre, el níquel y el cadmio. Cuando cesa la aplicación de los lodos residuales el contenido de zinc y cadmio no cambia en los cultivos sucesivos, no se registra acumulación en los tejidos.

Los efectos de la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) y de la materia orgánica, en la movilidad y aprovechamiento de los metales contenidos en el agua residual como hidruros y óxidos, no están claramente definidos. Sin embargo, estas propiedades tienen un mecanismo de absorción muy específico. Varias investigaciones sugieren que solo un pequeño porcentaje de los metales contenidos en el agua residual es absorbido por un cultivo dado y una cantidad también pequeña se infiltra o lixivia a aguas subterráneas, si los valores de pH del suelo se mantienen aprox. en 6.2. Ham y Dowdy (1975 cit. en Dowdy *et al.*, 1976) aplicaron la misma cantidad de metales contenidos originalmente en el agua residual a una parcela con soya, en forma de sales inorgánicas, y encontraron concentraciones mayores de cobre, níquel, plomo y cromo en el tejido vegetal en la parcela donde se usaron las sales inorgánicas; concluyendo que las concentraciones de metales en el agua residual son generalmente muy bajas, por lo que no esperan que la contaminación, específicamente por metales, provenga de esta fuente. Se ha observado que una vez que las plantas que se sabe contienen metales, cuando se usan como abono verde sus concentraciones de metales han disminuido notablemente.

Page y Chang (1981) mencionan que los metales traza presentan un tipo de problema diferente al de los organismos patógenos, la mayoría de éstos son micronutrientes esenciales para el crecimiento de plantas y animales (pero no se conocen las funciones fisiológicas de algunos), a altas concentraciones llegan a ser tóxicos para los animales y el humano; a diferencia de los organismos patógenos que se transmiten por contacto directo, los metales traza introducidos al suelo se pueden trasladar a los tejidos vegetales (algunas veces a concentraciones elevadas) a través de la absorción del suelo por las raíces de la planta.

La concentración de los metales traza en el agua residual depende de la composición química del agua, de la fuente de origen, de la cantidad y composición de los afluentes que presente en su recorrido, de su almacenamiento y del sistema de transporte antes y después de ser usada; mientras que la concentración de los metales traza en el suelo depende de la composición química del material parental, el grado de erosión mineral y la textura del suelo. En términos de sus efectos fitotóxicos, la cantidad de metales disponibles para las plantas es aparentemente más importante que la cantidad total en el suelo. El contenido natural de metales traza en suelos agrícolas rara vez presentan niveles fitotóxicos para las plantas, a diferencia del efecto que producen las concentraciones de metales traza introducidas por vías externas (por ej. el agua de riego, los lodos residuales, etc.). Asumiendo que una de las entradas de metales traza al suelo es por el agua de riego y que no todos los cultivos tienen la misma tolerancia a estos metales traza, es por lo que se han establecido criterios estándar de la calidad del agua de riego donde también se toma en cuenta el efecto de la textura del suelo. Así

tenemos que los suelos arenosos tienen menor capacidad de fijar los metales traza aplicados en el agua de riego, que los suelos de textura fina (limosos o arcillosos) donde se considera que están más disponibles para las plantas. Cuando estas aguas son aplicadas en suelos de textura gruesa con pH de neutro a alcalino, cantidades significativas de los metales traza son retenidos en el suelo tornándose potencialmente menos fitotóxicos. Sin embargo, se pueden producir efectos tóxicos más tarde si se usa por tiempos prolongados. A través de la raíz la planta absorbe el agua y los elementos nutritivos, pero también se incorporan los elementos no esenciales o nocivos de la solución del suelo, las fluctuaciones en el contenido del agua del suelo pueden afectar el equilibrio químico de éste, por lo que la cinética de las reacciones químicas entre los constituyentes contenidos en la solución del suelo y la fase sólida en la raíz de la planta se puede describir como transitoria. Los mecanismos de reacción de los metales traza introducidos al suelo en el agua de riego van a depender de la forma química en que se encuentren en el agua y de las propiedades físicas y químicas del suelo.

Black (1968 cit. en Page y Chang, 1981) menciona que existen muchas formas en las que reaccionan los metales trazas solubles con los componentes del suelo: el intercambio catiónico, la precipitación, la adsorción y por la formación de complejos. En el intercambio catiónico, los cationes pueden ser reemplazados temporalmente por los metales traza, por lo tanto se da un cambio en la solución del suelo. Según Haghiri (1974 cit. en Page y Chang, 1981) el intercambio catiónico del suelo está químicamente equilibrado con los metales en la solución del suelo; sin embargo, estas reacciones tienden a favorecer a estos elementos en la solución del suelo cuando se presentan en altas concentraciones. Por lo anterior, se concluye que la absorción de los metales traza por las plantas será menor en suelos con una alta capacidad de intercambio catiónico; debido a las bajas concentraciones de metales traza en la solución del suelo, no se espera que la reacción de intercambio catiónico juegue un papel importante en la inmovilización de los metales en el suelo introducidos por el riego con agua residual.

García-Mirayaga y Page (1976, 1977 cit. en Page y Chang, 1981) opinan que casi todos los suelos presentan una fuerte adsorción de metales traza, a diferencia de la reacción de intercambio catiónico, los sitios donde se da la adsorción son muy específicos como son: la materia orgánica, los minerales cristalinos y algunos materiales amorfos. Químicamente, el proceso de adsorción puede alcanzar un equilibrio en un período de tiempo relativamente corto. La adsorción junto con la precipitación, son probablemente los mecanismos más importantes para la inmovilización de los metales traza en el suelo, los metales traza también pueden formar complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos. La formación de los complejos, más que una unión entre el ion metálico y el grupo funcional del agente acomplejante, tiende a estabilizar el metal en la solución. Los elementos y los complejos orgánicos, así como los aniones inorgánicos (carbonatos, cloruros, sulfatos, etc.) son capaces de formar complejos estables. Es difícil identificar la contribución de cada reacción específica en la concentración final de los elementos traza en la solución final del suelo. Basándose en éstos mecanismos de reacción muchos de los elementos traza, excepto el boro, se espera puedan ser totalmente inmovilizados. Aunque en muchos cultivos de forraje se ha encontrado que acumulan menos del 10 % de los metales traza aplicados

con el agua de riego, considerándose insignificante la eliminación de éstos por ésta vía. Basados en los límites sugeridos en los Estados Unidos, Knezek y Miller (1978 cit. en Page y Chang, 1981) opinan que el cadmio parece ser el elemento que más restringe el uso del agua residual, las entradas de níquel, molibdeno y selenio para el uso de aguas con tratamiento primario para riego se limita su uso después de 50 años de uso continuo.

La concentración de los metales traza en aguas municipales tratadas dependerá de la calidad del agua y de lo extenso del tratamiento. Los tratamientos convencionales de las aguas residuales consisten en tres pasos:

- **Tratamiento primario:** éste involucra medios mecánicos y físicos para remover del 60-70 % de los sólidos suspendidos y precipitados, con este tratamiento se remueve un alto porcentaje de los metales traza que se encuentran adsorbidos en los sólidos precipitados contenidos en el agua residual. Los metales traza tienden a formar hidróxidos, fosfatos, carbonatos y otros precipitados, para ser adsorbidos en los sólidos del agua residual y para que co-precipiten con otros constituyentes.
- **Tratamiento secundario:** se remueven completamente los sólidos suspendidos y la materia orgánica disuelta utilizando procesos de adsorción biológica y floculación, por ejemplo: lodos activados, filtros biológicos y tanques de oxidación, donde se eliminan del 85-90% de las impurezas del agua residual. Con este tratamiento los metales traza (cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo, y zinc) se reducen hasta en un 70%. Sin embargo, este tratamiento no es muy eficiente para eliminar los minerales disueltos incluyendo el nitrógeno y el fósforo del agua residual.
- **Depuración de aguas fecales (tratamiento posterior al secundario):** Diseñado para eliminar elementos nocivos no eliminados con los dos tratamientos anteriores. El AWT (Advance Wastewater Treatment) incluye: (1) Coagulación química usando cal, cloruro férrico, sulfato de aluminio y polímeros orgánicos seguidos de una sedimentación y (2) Filtración a través de arena y varios filtros intermedios, incluyendo filtros de carbón activado. A excepción del nitrógeno, el suelo elimina casi completamente los constituyentes eliminados por el tratamiento del (AWT). Sin embargo, así como los sistemas de riego del agua residual son diseñados para el control de los lixiviados de nitrógeno (en forma de nitratos), se puede decir que el suelo es un efectivo sistema de AWT.

Según Dowdy *et al.* (1976) el tratamiento primario consiste en la sedimentación de los sólidos, por métodos gravimétricos, mecánicos o bien por floculación química (sales de hierro o aluminio, polielectrólitos y cal hidratada), y el tratamiento secundario involucra oxidación biológica a través de aeración mecánica o filtros percoladores. En este tratamiento, el crecimiento bacteriano se acelera en presencia de oxígeno disuelto

y la materia orgánica es asimilada. La aplicación de los lodos en el suelo no es aceptable sin previa estabilización. Los lodos son estabilizados por digestión, formación de composta, secado o tratamiento con cal. La digestión aerobia o anaerobia emplean la oxidación biológica controlada para reducir los sólidos, los malos olores y los microorganismos patógenos. La producción de gas metano, durante la digestión anaerobia, es una fuente de energía que se puede utilizar como combustible para calentar los digestores. En la primera fase de la digestión, las bacterias transforman la materia orgánica en ácidos orgánicos. En la segunda fase las bacterias reducen los ácidos orgánicos a metano y dióxido de carbono. La digestión anaerobia normalmente se lleva a cabo a temperaturas entre 26 y 43 °C. En la digestión aerobia, la materia orgánica se oxida directamente a dióxido de carbono y agua en un período de tiempo de aprox. 15 días a una temperatura de 15 a 25 °C. El composteo es la descomposición biológica de la materia orgánica a una forma relativamente más estable, como el humus. La población microbiana aumenta debido a la asimilación de esta materia y causa un incremento de la temperatura, la cual generalmente excede los 80 °C, disminuyendo significativamente los niveles de organismos patógenos. La humedad, aeración y composición del material orgánico afectan la actividad microbiana, por lo que la formación de composta generalmente tarda de 5 a 21 días. La composta producida es relativamente seca, fácil de manejar, estéticamente aceptable y con bajos niveles de nutrientes; calentando la composta a 700 grados aprox., se obtiene un producto totalmente seco al cual se le adicionan nutrientes para las plantas y ya se puede usar como fertilizante.

Frías (1990) presenta un nuevo enfoque para acondicionar y reusar las aguas residuales en riego agrícola, a diferencia de los criterios convencionales, considera como parámetro de diseño la remoción de microorganismos patógenos (y no la remoción de la DBO) del efluente tratado. Las cerca de 400 plantas de tratamiento que operan en nuestro país, lo hacen con baja eficiencia, los procesos Biológico-Mecánicos de tratamiento, aceleran la oxidación de la materia orgánica, controlan la contaminación y eliminan las bacterias coliformes, si se desinfecta el efluente. Sin embargo, presentan restricciones para acondicionar las aguas para riego, la cloración del agua no remueve huevos de nematodos y quistes de protozoarios. Por otro lado, sus altos costos de construcción, operación y mantenimiento, no han permitido que se generalice su uso en países subdesarrollados. De acuerdo a lo anterior, el tratamiento de las aguas residuales y el reuso de efluentes se analizan en un marco económico, en el cual la relación costo-beneficio evalúa la factibilidad del proyecto. La economía del proyecto depende de muchos factores, los cuales son específicos en cada caso, e incluyen: tipo de suelos, condiciones climáticas, calidad del agua, patrón de cultivos, tratamiento y método de irrigación. Además, debe de tomarse en cuenta: 1) El uso eficiente del agua, de modo que permita el riego de la mayor área posible, 2) Distancia entre el área de reuso y la fuente de áreas residual y 3) Remoción de nematodos intestinales, bacterias y virus. Todos los proyectos de reuso integran en un solo esquema tres elementos, pretratamiento, almacenamiento e irrigación.

Varias alternativas son usadas como etapas de pretratamiento: lodos activados, filtros biológicos y sistemas lagunares, entre otros; la pieza medular del reuso es la

instalación de un almacenamiento, el cual recibe los volúmenes constantes de aguas residuales que se generan durante todo el año y los distribuye en función de las demandas de riego. Las experiencias en Asia demuestran que las instalaciones de almacenamiento actúan como un proceso de tratamiento eficiente, son en efecto sistemas lagunares (de 7 a 10 m de profundidad) con niveles de agua variable durante el año, así mismo proporcionan el tiempo de retención necesario (20 días a 3 meses) para eliminar nematodos, quistes de protozoarios, bacterias y virus, acordes con las recomendaciones de la OMS. El almacenamiento se llena durante todo el año con gasto relativamente constante, mientras que el agua se utiliza únicamente durante el estiaje. La concentración de sólidos suspendidos en la superficie del almacenamiento es variable en el tiempo y es función de la concentración dinámica de las algas, por lo que el sitio idóneo para tomar el efluente del almacenamiento es a uno o dos metros de profundidad. Los procesos que se dan en el almacenamiento incluyen sedimentación, desnitrificación, liberación de amoníaco y crecimiento biológico (bacterias, algas y zooplancton). La purificación del agua se efectúa por bacterias y algas en las capas superficiales y por bacterias anaerobias en el fondo. Los estudios realizados en varias ciudades de Israel, concluyen que para alcanzar una reducción efectiva de coliformes fecales, el almacenamiento debe construirse con dos o más celdas, de modo que el influente pueda almacenarse dos meses antes de utilizar el agua para riego. Así mismo se concluye que afluentes de lagunas secundarias con tiempo de retención de más de 20 días, pueden sedimentar quistes de *Entamoeba histolítica*, eliminar *Salmonella* e inactivar virus entéricos.

El tratamiento suelo-acuífero, combina una serie de procesos que producen un efluente de alta calidad, adecuado para riego sin restricciones, incluyendo los productos que se consumen crudos. La capacidad de depuración del sistema es el resultado de una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en el suelo y el acuífero. Este concepto incluye también un almacenamiento estacional, necesario para mejorar la calidad del agua, utiliza una zona confinada del acuífero para el almacenamiento. Este sistema consta de tres elementos: estanque de recarga, pozos de observación y pozos de producción.

PATÓGENOS

Dowdy *et al.* (1976) mencionan que muchos microorganismos patógenos son destruidos durante los tratamientos (composteo, secado y estabilización o pasteurización de los lodos residuales). La humedad del suelo, el pH y las altas temperaturas influyen en la sobrevivencia de las bacterias, los virus, etc.; los cuales pueden sobrevivir en los suelos por mucho tiempo e infiltrarse a aguas subterráneas, donde su movimiento depende de las propiedades físicas y químicas del suelo, así como de la cantidad de material que contenga el agua. La C.I.C., la materia orgánica, el pH, y el tipo de arcilla entre otros factores, pueden influir en la absorción de los virus

Para aquellos productos consumidos por el hombre, cuya parte comestible no entra en contacto con el agua utilizada para su riego y en todos los pastizales, es recomendable que el agua contenga menos de 1000 coliformes fecales en 100 mL. En caso de que se rieguen cultivos que sean consumidos crudos por el hombre y que su parte comestible entre en contacto con el agua residual, es recomendable que el nivel máximo de coliformes fecales sea de 2.2 en 100 mL. Por otro lado, no es necesario recomendar un nivel máximo de coliformes fecales en cultivos de forraje consumidos por el ganado (SARH, 1980).

NITRÓGENO

El nitrógeno (N) es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas y en los procesos microbiológicos del suelo. Con el uso adecuado del agua residual y sus sedimentos en terrenos agrícolas se podría obtener un máximo de absorción de nitrógeno por el cultivo con un mínimo de pérdida por lavado, volatilización, desnitrificación (la transformación de nitratos a nitrógeno molecular por medio de bacterias en condiciones anaerobias) y por escorrentias (Dowdy *et al.*, 1976). Al descomponerse el nitrógeno orgánico se convierte en amonio inorgánico y nitratos, los nitratos son muy móviles y fácilmente disueltos por el lavado del suelo a diferencia del amoniaco, que es rápidamente adsorbido en el complejo de intercambio de cationes del suelo, a tal grado, que se presenta como una nitrificación permanente, provocando problemas de contaminación amoniaca (Feigin *et al.*, 1991). Generalmente en la mayoría de los suelos las condiciones anaerobias pueden ser la causa de la contaminación de los acuíferos, debido a que tienden a disminuir el pH de los suelos y con ello, incrementar la solubilidad de algunos contaminantes y favorecer la lixiviación e incrementar la infiltración a aguas subterráneas (Cruz, 1989).

SARH (1980) menciona que los problemas de contaminación de aguas subterráneas por la infiltración de nitratos y su conversión a nitritos, se presenta especialmente en aguas con alto contenido de detergentes. Cruz (1989) menciona que de acuerdo con algunas observaciones realizadas en experimentos, las concentraciones menores a 5 meq L^{-1} de nitratos en aguas residuales no tienen ninguna restricción; y los nitritos tienen poca importancia en estudios de contaminación por aguas residuales ya que fácilmente se oxidan a nitratos.

Aunque el amoniaco es la principal forma en que se presenta el nitrógeno en el agua residual, también puede presentarse en forma de nitratos, nitritos y en forma de nitrógeno orgánico en pequeñas cantidades (Pound y Crites, 1973 cit. en Feigin *et al.*, 1991). El nivel de nitritos es raramente superior a 1 mg L^{-1} debido a su fácil oxidación a nitratos en presencia de oxígeno, la concentración de nitratos en efluente secundarios es relativamente baja.

La cantidad de nitrógeno en el agua residual depende de diversos factores, variando entre los 20 a 100 mg L⁻¹ N, la concentración en un efluente primario es de 10 a 60 mg L⁻¹ N, con una media de 40 mg L⁻¹ N, y el rango de nitrógeno en efluentes secundarios es de 10-40 mg L⁻¹ N (Thomas y Law, 1977 cit. en Feigin *et al.*, 1991). Pound y Crites (1973 cit. en Feigin *et al.*, 1991) obtuvieron concentraciones semejantes, 40 y 20 mg L⁻¹ de nitrógeno para agua residual cruda y agua con tratamiento secundario, respectivamente. Experimentos en campo han demostrado que la concentración de nitrógeno aplicado en los terrenos de cultivo va de 10-60 mg L⁻¹. Quin y Woods (1978 cit. en Feigin *et al.*, 1991) registraron concentraciones de nitrógeno en efluentes secundario, usados para regar pastura, de 10.6-10.7 mg L⁻¹. También es posible encontrar concentraciones del orden de 10 mg L⁻¹ en efluentes terciarios (Idelovitch *et al.*, 1976 cit. en Feigin *et al.*, 1991).

El método de tratamiento afecta la proporción de los cuatro diferentes componentes de nitrógeno en el efluente, cuando el tratamiento presenta aireación, toma lugar la nitrificación e incrementa considerablemente el porcentaje de nitratos. Actualmente, las concentraciones de nitratos en efluente secundarios en diferentes lugares de Estados Unidos son de 0-10 mg L⁻¹. La mayor parte de nitrógeno presente en efluentes secundarios municipales se reduce principalmente en amoníaco y formas orgánicas en un 80-90%. Comúnmente los análisis sanitarios dividen a las aguas residuales en orgánicas (nitrógeno y demás materiales orgánicos) y en materia suspendida y soluble; los materiales orgánicos a su vez se clasifican en aquellos que pueden sedimentarse, la fracción coloidal se obtiene por centrifugación y el sobrenadante es la fracción soluble (Lance, 1972 cit. en Feigin *et al.*, 1991).

La escasez de agua en las zonas semiáridas de Israel creó la necesidad de usar agua residual de tipo municipal tratada para regar los cultivos de forraje de la región. La aplicación intensiva de efluentes en los terrenos de cultivo causa una alta asimilación de nitrógeno, con lo que se podría incrementar la producción de materia seca, pero también los riesgos de contaminación. La aplicación frecuente de relativamente pequeñas cantidades de agua residual tratada se recomienda como un método eficiente para fijar la cantidad de nitrógeno requerido por las plantas ahorrándose la fertilización con N y evitar así la contaminación por nitratos (Kipnis *et al.*, 1981).

Kipnis *et al.* (1981) realizaron un experimento en campo, con el fin de maximizar la producción y minimizar en lo posible los riesgos de contaminación por nitrógeno, el cual consistió en regar pasto forrajero con diferentes frecuencias, usando agua residual y de pozo y una combinación de cuatro niveles de fertilización. Concluyeron que dada la alta producción de materia seca y la gran cantidad de nitrógeno recuperado obtenidos con el tipo de riego de dos veces por semana sin tratamiento de fertilización en los suelos de textura fina, indica que el nitrógeno contenido en este efluente es fácilmente aprovechado para el crecimiento de las plantas y que puede utilizarse eficientemente. Si se incrementan los niveles de nitrógeno, ya sea por medio de fertilizantes o por una aplicación de agua residual mayor al 100 % de evaporación, se pierde la ventaja que ofrece esta frecuencia de riego. Las pérdidas de nitrógeno después del riego se

compensan por la frecuencia del sistema de riego, asegurando y manteniendo un alto rendimiento.

Los suelos arenosos presentan un mayor riesgo potencial de contaminación por nitratos que los suelos de textura fina. Encontraron que aprox. 160 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado complementado con efluente de agua residual con aprox. 50 mg L^{-1} de nitrógeno para suelos de textura fina son necesarios para lograr una producción comparable con la producción de suelos arenosos donde se requieren aprox. 250 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado y un efluente que contenga 20 mg L^{-1} de nitrógeno. Con lo que se podría economizar de un 45 a un 75 % del costo total de fertilizantes, dando un margen de seguridad evitando los riesgos de contaminación por nitratos.

Otros estudios realizados también en Israel por Bielorai *et al.* (1984) en suelos de textura fina, demostraron que las plantas de algodón regadas con efluente de agua residual con aprox. 50 mg L^{-1} N y 5 niveles de nitrógeno en fertilizantes (0, 90, 150, 180 y 230 kg ha^{-1}) presentan mayor crecimiento del tallo y en general mayor crecimiento vegetativo en comparación con las plantas de algodón regadas con agua de pozo (350, 440 y 515 mm) y los 5 niveles de fertilización. El estudio se realizó durante 3 años; en el primer año, la producción de semilla de las plantas regadas con agua residual fue relativamente más baja como resultado del excesivo crecimiento vegetal y a su elongación. En el segundo y tercer año de estudio, el crecimiento se retardó por disminución en la frecuencia de riego y algunos ajustes en el manejo de los fertilizantes y ahora la producción de semilla de algodón se incrementó en ambos casos, siendo relativamente mayor la de las plantas regadas con agua residual. Concluyen que el agua residual municipal puede ser usada, efectivamente como una fuente de agua para riego y de nutrimentos para las plantas, además, teniendo un manejo apropiado se puede obtener una alta producción. El riego por goteo aumenta la eficiencia del riego y de la fertilización y minimiza los riesgos ecológicos de la liberación de aerosoles producidos por los rociadores de agua utilizados normalmente.

En México, también se ha usado el agua residual, sin embargo, no se tienen aun conclusiones que permitan observar la conveniencia o limitación de emplear este tipo de agua para el riego, tal es el caso de Nuevo León y el Valle del Mexicali, donde se usan volúmenes considerables de agua y en otras regiones donde se usa en menor proporción el agua residual, como en Morelos, Michoacán, Guanajuato, Jalisco, Querétaro, Durango (la Comarca Lagunera), Puebla, Tlaxcala, etc.

FÓSFORO

Martínez (1985 cit. en Cruz, 1989) menciona que el fósforo junto con el nitrógeno y posiblemente otros oligoelementos como el boro, cobre, molibdeno y hierro son esenciales para el crecimiento de microorganismos como las algas conocidas como bioestimulantes para la eutrofización, por lo que es importante saber su contenido en el agua residual para diseñar su tratamiento.

Rodier *et al.* (1981 cit. en Cruz, 1989) mencionaron que en las aguas residuales el fósforo puede encontrarse en forma de sales minerales (ortofosfatos y polifosfatos) y en forma de compuestos orgánicos (fosfatos), y que pueden estar fijados o solubilizados en la materia en suspensión. Las proporciones de fósforo total y fósforo soluble son variables, ya que se presentan en décimas y milésimas de mg L^{-1} respectivamente; en aguas normales el fósforo de ortofosfatos es soluble y además contiene algo de fósforo orgánico disuelto, éste último es un importante constituyente de los lodos de las aguas de desecho doméstico y de algunas industriales. Se estima que en el agua residual se presentan valores de 6 a 20 mg L^{-1} de fósforo.

El fósforo presente en el agua residual puede estar en forma de: fósforo inorgánico, fosfatos condensados (pirofosfatos, metafosfatos y polifosfatos) y ortofosfatos. Las formas orgánicas de fósforo resultan de los procesos biológicos y los fosfatos condensados de las descargas de lavanderías. El fósforo orgánico y condensado se degrada a ortofosfatos en el suelo, o en las plantas de tratamiento (Murmam y Koutz, 1972 cit. en Feigin *et al.*, 1991). Otras fuentes indican que la actividad química del fósforo predominante en los suelos es en forma de ortofosfatos (Ryden y Pratt, 1980 cit. en Feigin *et al.*, 1991). En general la cantidad de fósforo adicionada al suelo en el agua de riego es a menudo considerable.

El posible riesgo de toxicidad por el fósforo contenido en el agua residual está en función de la erosión y las escorrentías. Ambas fuentes de contaminación pueden ser controladas por un manejo apropiado del suelo. Se han observado efectos negativos en algunos cultivos de frijol de soya, pero solamente cuando sus concentraciones son tan altas que es necesario eliminar el nitrógeno o el fósforo aplicados al suelo.

Parte del fósforo que llega al suelo es removido por los cultivos; parte es acumulado como compuestos orgánicos en el suelo y otra parte es removida por la erosión del suelo como fósforo sólido o cuando en las partículas del suelo conteniendo fósforo son removidas por el agua o el viento con el agua que se infiltra (SARH, 1980).

El nivel de fósforo total en el agua residual es muy variable, de acuerdo con Pound y Crites (1976 cit. en Feigin *et al.*, 1991) las concentraciones altas, medias y bajas son del orden de 20, 10 y 6 mg L^{-1} respectivamente. Hunter y Katalik (1974 cit. en Feigin *et al.*, 1991) reportan que la cantidad de fósforo inorgánico presente en el agua residual como resultado de su uso doméstico es de 25 mg L^{-1} . Un rango típico de fósforo en un efluente primario es de 5 a 17 mg L^{-1} y el rango de uno secundario es de 6 a 17 mg L^{-1} . Ryden y Pratt (1980 cit. en Feigin *et al.*, 1991) concluyen que en la mayoría de los casos, la concentración de fósforo en el agua residual es menor a los 20 mg L^{-1} . Las concentraciones de fósforo total encontradas en el efluente secundario en una planta piloto en Dan, Israel, fueron de 10 a 12 mg L^{-1} y en el efluente terciario solamente de 0.2 a 1 mg L^{-1} (Idelovitch *et al.*, 1976 cit. en Feigin *et al.*, 1991).

POTASIO

Este elemento se encuentra en grandes cantidades en la mayoría de los suelos, por la descomposición de las rocas, aún cuando éste elemento puede encontrarse desde algunos centenares de Kg ha^{-1} en suelos de textura gruesa hasta $50\,000\text{ Kg ha}^{-1}$ o más en suelos de textura fina, la fracción asimilable es pequeña y es en la forma de ion potasio (K^+).

Feigin *et al.* (1991) mencionan que el nivel de potasio en los efluentes secundarios es del orden de 10 a 40 mg L^{-1} , el riego con agua residual añade generalmente grandes cantidades de potasio a los suelos agrícolas reduciendo la necesidad de fertilizar con potasio. En suelos con bajas concentraciones de potasio aprovechable y especialmente cuando el cultivo está creciendo es sensible a su deficiencia y se hace necesario fertilizar y no sólo regar con el agua residual. Cruz (1989) opina que el potasio, los cloruros, los sulfatos y los nitratos se encuentran en el agua residual como sales solubles asimilables, la deficiencia de potasio reduce el rendimiento de los cultivos.

SALES

Respecto a las sales, se ha observado que ciertas plantas llegan a marchitarse, no obstante que poseen el agua suficiente para su desarrollo. Generalmente esta situación se debe a las altas concentraciones de sales contenidas en el suelo, las cuales crean condiciones fisiológicas de sequía, debido al cambio en la presión osmótica. Con base en estudios de campo, se ha demostrado la relación que existe entre el crecimiento de las plantas y el contenido de sales en el suelo. El contenido de agua en el suelo se reduce, debido a los procesos de evapotranspiración influenciados por la temperatura y el viento, mientras las películas de agua que rodean a las partículas del suelo se hacen más delgadas ocasionan que el agua remanente se retenga con fuerza. Al mismo tiempo, en este proceso, el contenido de sales en la solución del suelo se incrementa rápidamente, disminuyendo la disponibilidad del agua. Es importante mencionar que la concentración de sales en aguas utilizadas para irrigación de cultivos, al pasar a formar parte de la solución del suelo después de los procesos de evapotranspiración, aumenta aproximadamente cinco veces en el extracto de saturación del suelo y diez veces bajo condiciones normales de humedad. El Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos ha basado la tolerancia de las plantas a las sales en la conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE) expresado en $\mu\text{S cm}^{-1}$. Otra forma de evaluar los efectos adversos sobre cultivos irrigados con aguas que contienen altas concentraciones de sales solubles es a través de la salinidad efectiva, la cual considera la precipitación ulterior de las sales menos solubles, principalmente carbonatos de calcio y de magnesio y sulfatos de calcio, y por consiguiente, no influyen en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo. La aplicación del agua residual y sus sedimentos en el suelo puede afectar el crecimiento de las plantas, por alteraciones en las propiedades físicas y químicas del suelo. Las sales de cloruro de

hierro y de aluminio y la cal añadidos en el tratamiento del agua residual, para flocular y sedimentar los sólidos, pueden incrementar la salinidad del suelo dependiendo de la cantidad que se llegue a usar. Lo anterior es digno de considerarse especialmente en zonas áridas, ya que la salinidad es un problema muy serio, más aun en los suelos arenosos y en los cultivos que presentan menos tolerancia a altas concentraciones de boro, sodio, cloruros, carbonatos, etc. (Dowdy *et al.*, 1976). Cuando el agua utilizada en el riego de cultivos contiene altas concentraciones de sodio, este se acumula paulatinamente, y cuando alcanza concentraciones elevadas, en relación con los otros cationes disueltos, ya sea por acumulación de sodio o por precipitación de calcio y magnesio, sustituye a éstos en el complejo de intercambio del suelo, ocasionando un desequilibrio eléctrico de la misela coloidal por un incremento en las cargas negativas residuales ocasionando que las partículas se repelen y el suelo se deflocule y pierda su estructura. Cuando las cantidades de sodio adsorbido exceden el 15 % de los cationes totales en el complejo de intercambio del suelo, la arcilla se vuelve dispersa y poco permeable, salvo en el caso de que una alta concentración de sales totales provoque su floculación. Existen algunas relaciones prácticas para estimar el efecto ocasionado sobre las plantas por la presencia de sodio en el agua utilizada en la irrigación como son: la relación de adsorción de sodio (RAS) y por ciento de sodio intercambiable (PSI), entre otros (SARH, 1980).

La concentración permisible de cloruros en agua para riego depende del tipo de cultivo, de las condiciones ambientales de la zona y de las prácticas agrícolas; los efectos adversos se presentan primero sobre el crecimiento de los cultivos por el contenido de sales más que por el contenido de cloruros en el agua, por lo que no se hace necesario recomendar un nivel máximo de éstos, pero en cultivos sensibles como son los cítricos se recomienda que los cloruros sean menores a 180 mg L^{-1} (SARH, 1980). Martínez (1985 cit. en Cruz, 1989) comenta que los métodos convencionales de tratamientos de agua residual no remueven los cloruros debido a su gran solubilidad y estabilidad. Los cloruros participan limitadamente en los procesos biológicos, no juegan ningún papel en los fenómenos de descomposición y no sufren modificaciones. Los cloruros son uno de los aniones inorgánicos que se presentan en mayores concentraciones en las aguas naturales y de desecho.

GRASAS Y ACEITES

El término "grasas" se aplica a una gran diversidad de sustancias orgánicas (hidrocarburos, ceras o parafinas, aceites orgánicos, aceites minerales, etc.) que son extraídos de soluciones acuosas o suspensiones por medio de hexano, en el cual se diluyen los cebos o grasas. Las grasas y aceites presentes en el agua residual provienen principalmente de la manteca, manteca de cerdo, de los rastros, de las áreas de germinación de los cereales y de las semillas, entre otros, éstos son similares químicamente y están formados de carbono, hidrógeno y oxígeno en diferentes proporciones, generalmente están formando emulsiones o saponificaciones bajo la acción de productos químicos, detergentes, etc. Las grasas son muy estables y de

difícil descomposición por las bacterias, los ácidos minerales las atacan para formar glicerina y ácidos grasos en presencia de álcalis (hidróxido de sodio), la glicerina se libera para formar sales alcalinas de los ácidos grasos conocidos como jabones.

La quirosina y los aceites lubricantes son derivados del petróleo y del alquitrán de hulla, los cuales contienen principalmente carbono e hidrógeno, que tienden a cubrir la superficie del agua e intervienen con la acción biológica, afectando la reacción de autólisis y de biodegradación. La presencia de grasas y aceites constituye un perjuicio considerable para el funcionamiento normal de las plantas de tratamiento. Cuando las grasas no son removidas del agua antes de entrar al tratamiento, intervienen en la acción biológica de las aguas superficiales y crean cúmulos de material flotante en forma de películas con un aspecto desagradable. Algunas normas de control indican concentraciones menores de 15 a 20 mg L⁻¹ de grasas y aceites en aguas residuales que se descargan en aguas naturales y la ausencia de películas apreciables de aceites (Cruz, 1989).

DETERGENTES

Los componentes básicos de los detergentes son compuestos orgánicos con propiedades tenso-activas (capacidad para disminuir la tensión superficial del agua) en solución acuosa por lo que se conocen como tenso-activos o surfactantes (Cruz, 1989). De acuerdo con las propiedades electrolíticas de los agentes tensoactivos, y dependiendo de la naturaleza del grupo polar, estos se dividen en detergentes aniónicos, catiónicos y no iónicos, a los primeros pertenece el A.B.S., L.A.S. y A.O.S.; existen además los detergentes biológicos, los cuales están compuestos por un detergente común más la bacteria *Bacillus subtilis* (Franco *et al.*, 1988 cit. en Méndez *et al.*, 1994a).

Mientras que otros países desde los sesentas cambiaron la formulación de los detergentes de tipo A.B.S. por la del L.A.S. En México, a más de tres décadas de su prohibición en E.U.A. y Europa, se siguen utilizando detergentes no degradables de tipo A.B.S. Además, México es uno de los principales productores de materia prima para la fabricación de detergentes: el dodecil benceno, material base producido por PEMEX (más de 50 000 ton año⁻¹), el cual se exporta y posteriormente se importa como A.B.S. (Méndez *et al.*, 1990 cit. en Méndez *et al.*, 1994a).

SÓLIDOS SUSPENDIDOS

La depositación sobre el suelo de partículas coloidales presentes en el agua utilizada para el riego de cultivos, ocasiona la formación de costras sobre la superficie del suelo impidiendo que brote la planta y reduciendo la aireación del suelo. Cuando las zonas de cultivo se riegan por medio de aspersores, estas partículas coloidales pueden

depositarse sobre las hojas de las plantas formando una película que reduce el proceso de la fotosíntesis y afecta el crecimiento de las plantas.

PLAGUICIDAS

Los plaguicidas son productos altamente benéficos para la agricultura, aunque en ocasiones producen efectos adversos sobre forraje y diversos cultivos cuando son irrigados con aguas que contienen altas concentraciones de estos compuestos. Los plaguicidas llegan a cuerpos de agua por medio de escurrimientos, por aplicación directa, por derrames accidentales, por arrastre del agua de lluvia o por las malas técnicas de depositación de los desechos de estos productos. La erosión provocada por el viento o el agua, proporciona el movimiento de las partículas de suelo conteniendo plaguicidas ocasionando que estas lleguen a los cuerpos de agua. La cantidad de estas partículas acarreadas durante el escurrimiento pluvial depende de la tasa de aplicación de plaguicidas en una determinada zona, del tipo de suelo, de la vegetación existente, de la topografía y de otros factores ambientales (Dowdy *et al.*, 1976)

En el agua de lluvia se han detectado concentraciones de plaguicidas tales como: DDT, DDD, DDE, Deldrín, α -BHC del orden de 10 a 12 mg L⁻¹. Sin embargo, la cantidad de plaguicidas en solución depende de varios factores, siendo el más importante la solubilidad de la molécula. En fuentes de abastecimiento de agua en zonas agrícolas, se encontraron en los sedimentos de estas fuentes, residuos de plaguicidas en concentraciones del orden de fracciones decimales hasta 4.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ de DDT y de sus compuestos degradados DEE y DDD (SARH, 1980).

MATERIA ORGÁNICA

La aplicación de sedimento o composta en suelos arenosos incrementa su capacidad de retención, en suelos arcillosos mejora su permeabilidad y su infiltración; por lo tanto, una mayor disponibilidad de agua para los cultivos, una mayor capa de humus, o sea de nutrimentos, disminuye la compactación e incrementa la aireación del suelo, incluyendo la zona radicular.

Rocha *et al.* (1978) mencionan que el suelo es un acumulador de materiales con una buena capacidad de degradación de la materia orgánica, la cual está relacionada con la capacidad de infiltración del suelo; la gran cantidad de nutrimentos contenidos en el agua residual, hace pensar que mejoran las condiciones de fertilidad de los suelos. La materia orgánica suspendida se queda retenida en la superficie del suelo, mientras que la disuelta tiende a movilizarse junto con el agua infiltrada a estratos inferiores provocando contaminación por lixiviación, no sólo de los nutrimentos ahí contenidos, sino de todas las demás sustancias tóxicas que pudieran estar presentes.

Frias (1990) menciona que la materia orgánica mejora la textura del suelo y Sánchez (1985) opina que además, actúa como una fuente de energía para el metabolismo de los microorganismos, con lo cual se induce la formación de agregados estables incrementando la porosidad, disminuyendo la densidad aparente, y además de que contrarresta los efectos del sodio. Cruz (1989) observa que además la materia orgánica suspendida influye en la capacidad de infiltración y su aporte de nutrientes (principalmente fósforo, nitrógeno y potasio) pueden mejorar la fertilidad del suelo; sin embargo, la materia orgánica disuelta puede causar problemas de eutroficación de acuíferos por nitratos y demás sustancias tóxicas y patógenos que se lixivian. Kipnis *et al.* (1981) menciona que los suelos arenosos son los que presentan un mayor riesgo de contaminación por nitratos y bajo circunstancias específicas la presencia de niveles tóxicos de desechos orgánicos e inorgánicos en el agua residual afectan la productividad. El constituyente principal del agua residual es la materia orgánica, que al descomponerse por acción de microorganismos aerobios, la transforman en nitrógeno, fósforo, boratos y otros elementos fertilizantes para ser aprovechados por las plantas, además de algunas bases de detergentes.

VENTAJAS DE USAR EL AGUA RESIDUAL

Cruz (1989) menciona que el agua residual generada por los núcleos urbanos presenta un panorama acerca de los beneficios que de ésta se pueden obtener sin comprometer la salud ni el medio ambiente, ya que esencialmente permite:

- Liberar considerables volúmenes de agua de primera calidad que pueden ser destinados a un primer uso (abastecimiento de agua potable a núcleos urbanos).
- Incrementar el área de cultivo y por consiguiente aumentar la producción agrícola.
- Fomentar el desarrollo pecuario como un resultado colateral del incremento mencionado en el punto anterior.
- Constituir una fuente de trabajo para el núcleo rural.
- Establecer una fuente de suministro agropecuario para el consumo del país.
- Aumentar el valor de los terrenos ya que pasaran de cultivos de temporal a cultivos de riego seguro.
- Mejorar el medio ambiente circundante de los núcleos urbanos para crear zonas verdes.
- Proporcionar el mejoramiento técnico agrícola con base en las investigaciones que sobre el agua residual y su empleo se tengan que desarrollar

No obstante algunas ventajas pueden ser específicas para cada lugar y consecuentemente se deberá adoptar un criterio conveniente.

CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

La calidad del agua para riego de cultivos agrícolas es un término que se utiliza para indicar la conveniencia o limitación del empleo del agua, y está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga.

Aunque la calidad del agua no es una característica inherente de la misma, en algunos casos puede ser definida exclusivamente con base a sus características químicas. Por ejemplo, cuando los contenidos de sales son bajos, o tan altos, podrá decidirse si el agua es buena o definitivamente no recomendable para el riego. Cuando los contenidos de sales no sean demasiado altos ni demasiado bajos, para definir la calidad del agua, se requerirá de información adicional sobre la tolerancia de los cultivos a las sales, las propiedades de los suelos y condiciones de manejo de los mismos. La calidad del agua que se emplea en grandes áreas (secciones, unidades, distritos de riego), en las que puede existir una amplia variación de cultivos, suelos y condiciones de manejo; sólo puede ser definida en forma aproximada, con base en sus características químicas, referidas a las condiciones dominantes de cultivos y suelos (Palacios y Aceves, 1970).

Los criterios más importantes que determinan la calidad del agua para riego son:

- El contenido de sales solubles. El efecto de las sales solubles, se debe a que producen presiones osmóticas en la solución del suelo que está en contacto con las raíces de las plantas, las cuales al pasar de ciertos valores, ocasionan disminuciones en los rendimientos o pérdida total de las cosechas; estos efectos son diferentes para distintos cultivos y etapas de desarrollo. Los contenidos de sales solubles en la mayoría de las aguas de riego no son suficientemente altos para producir daño a las plantas; sin embargo, el daño puede presentarse cuando la concentración de las sales en el agua del suelo aumenta debido a la pérdida de humedad por evapotranspiración.
- El efecto probable del sodio sobre las características físicas de los suelos. Cuando las aguas de riego contienen cantidades considerables de sodio en solución, éste se acumula paulatinamente en el suelo y, al alcanzar ciertas concentraciones elevadas en relación con los otros cationes disueltos, sea por acumulación de sodio o por precipitación del calcio y el magnesio, substituye a éstos del complejo de intercambio, ocasionando un desequilibrio eléctrico de la miscela coloidal, en la que deja cargas negativas residuales, por lo que las partículas se repelen y, como consecuencia, el suelo se deflocula y pierde su estructura. Debido a esto, la permeabilidad del suelo disminuye, lo que favorece la formación de costras y afecta el desarrollo normal de los cultivos.
- El contenido de elementos tóxicos para las plantas. Dentro de los elementos que contienen en solución las aguas de riego, existen algunos que, independientemente de los efectos anteriores, son tóxicos para las plantas, aun

en pequeñas cantidades. Los que más a menudo se presentan, son: el boro, el ion cloruro, el litio y el sodio, aunque los efectos tóxicos de estos últimos no han sido suficientemente estudiados (Palacios y Aceves, 1970).

Para cada uno de estos criterios se tienen diferentes índices cuantitativos, como se ilustra a continuación:

Criterios	Índices	Importancia
Contenido de sales solubles	Conductividad eléctrica (C. E.)	La C. E. del agua está en función de la temperatura, del tipo de iones presentes y de su concentración. Se expresa en $\mu\text{siemens cm}^{-1}$ a 25°C. Además, es una medida indirecta de la presión osmótica y de las sales solubles.
	Salinidad efectiva (S. E.)	Es una estimación del peligro que representan las sales solubles del agua de riego, al pasar a formar parte de la solución del suelo. Toma en cuenta la precipitación ulterior de las sales menos solubles (CaCO_3 , MgCO_3 y CaSO_4), que dejan de participar en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo.
	Salinidad potencial (S. P.)	Es un índice para estimar el peligro de los Cl^- y SO_4^{2-} , que son las últimas sales que quedan en solución, a bajos niveles de humedad y que, por consiguiente, aumentan la presión osmótica. La S. P. es uno de los mejores estimadores del efecto de las sales sobre las plantas.
Efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo	Relación de adsorción de sodio (R. A. S.)	El R. A. S. es un índice para medir el peligro de sodificación que presenta el agua de riego, queda determinado por las concentraciones absoluta y relativa de los cationes. Si la proporción de Na^+ es alta, será mayor el peligro de sodicidad y, al contrario, si predomina el Ca^{2+} y el Mg^{2+} , el peligro es menor.
	Carbonato de sodio residual (C. S. R.)	Cuando en el agua de riego el contenido de CO_3^{2-} y HCO_3^- es mayor que el de Ca^{2+} y Mg^{2+} , existe la posibilidad de que se forme Na_2CO_3 residual, el cual puede permanecer en solución aun después de que han precipitado el CaCO_3 y MgCO_3 . En estas condiciones, la concentración total y relativa del Na^+ puede ser suficiente para desplazar al Ca^{2+} y Mg^{2+} del complejo de intercambio produciendo la floculación del suelo.

<p>Por ciento de sodio posible (P. S. P.)</p>	<p>El por ciento de Na^+ en solución en el agua de riego, no es muy representativo del peligro del desplazamiento del Ca^{2+} y Mg^{2+} por el Na^+ en el complejo de intercambio, debido a que, ya en el suelo las sales menos solubles se precipitan y, por tanto, aumenta el porcentaje de Na^+ en solución. Por lo que, el P. S. P. está referido a la S. E.</p>
<p>Contenido de elementos tóxicos para las plantas</p>	<p>Contenido de boro (B) El B es un microelemento indispensable para el buen desarrollo de las plantas, pero demasiado tóxico para la mayoría de los cultivos, cuando excede ligeramente el nivel óptimo.</p> <p>Contenido de cloruros (Cl) El ion cloruro es tóxico para algunos árboles frutales, como cítricos y en algunos otros cultivos como la fresa.</p>

Otros criterios de clasificación de las aguas de riego, importantes desde el punto de vista de la conservación de canales y estructuras hidráulicas, así como para tuberías, equipos de aspersión y de riego por goteo, pueden ser los contenidos de sólidos en suspensión y agentes corrosivos. Asimismo, la presencia de herbicidas y trazas de algunos elementos como el cadmio, molibdeno, selenio y otros, pueden presentar problemas al desarrollo normal de los cultivos.

3

ANTECEDENTES

En México, el efecto de los detergentes en los suelos no ha sido estudiado exhaustivamente; sin embargo, la falta de agua de riego de buena calidad y la necesidad de incorporar nuevos terrenos a la agricultura, ha generalizado el uso de las aguas residuales para este fin, ocasionando serios problemas de contaminación por detergentes. Roberk *et al.* (1963 cit. por Méndez *et al.*, 1994a) mencionan que los efectos de los compuestos tensoactivos en la agricultura no han sido claros, ya que por un lado éstos estimulan el crecimiento de las plantas, aunque por el otro, también llegan a retardar o inclusive inhibir la mitosis en algunas plantas como la cebolla, cuando las concentraciones de A.B.S. (alquil bencen sulfonato) son mayores a 0.025 %. No obstante, concentraciones bajas de A.B.S. estimulan el crecimiento de maíz, frijol, chícharo, cebada, alfalfa y lechuga, aunque aún no se sabe cual es el límite máximo tolerable de surfactantes por parte de los cultivos, ya que este límite varía dependiendo del cultivo y tipo de suelo. Se ha demostrado que concentraciones de 5 mg L⁻¹ de A.B.S., aunque estimulan el crecimiento de ciertos cultivos, generan daños severos de clorosis (Roberk *et al.*, 1963 cit. por Méndez *et al.*, 1994a).

Rivera (1970) observó clorosis y quemaduras en las hojas de algunos árboles frutales y del frijol cultivado en Coatlínchán, Chapingo, Edo de México, encontrando que la causa fundamental se debió a la concentración de bases de detergentes en los suelos en estudio. Por otra parte, Méndez *et al.* (1994a) al evaluar los efectos de seis dosis de surfactantes aniónicos (A.B.S.) en tres suelos distintos con alfalfa, lechuga y cebada, en un experimento de invernadero, concluyen que, por lo general, los detergentes en las dosis menores o iguales a 30 mg L⁻¹ de A.B.S. estimularon el crecimiento de los cultivos durante los primeros 45 días; mientras que los tratamientos de 40 y 50 mg L⁻¹ produjeron efectos fisiológicos negativos durante todo el experimento.

Con respecto al incremento de las sales solubles en la solución del suelo, Anguiano (1984) estudió la rehabilitación de suelos salino-sódicos del ex-lago de Texcoco con un drenaje deficiente, alto contenido de sales solubles y mantos freáticos someros, y considera que los suelos salinos se mantienen floculados por las altas concentraciones de estas sales, principalmente de sodio, por lo que carecen de una estructura que los caracterice, su capacidad de retención de humedad y permeabilidad se ven disminuidos, por lo tanto, presentan conductividad hidráulica deficiente, falta de

aireación y limitantes físicas para el desarrollo radicular. Al afectarse las propiedades físicas del suelo, se influye también en la dilución y lixiviación de los materiales salinos.

Rubio (1991) estudió la distribución espacial de las sales en el suelo, en la zona de transición Boyeros-Ex-lago de Texcoco, con el fin de elaborar un mapa de salinidad y plantear alternativas de rehabilitación y manejo adecuado de estos suelos. Los resultados en este estudio muestran que:

- La composición promedio de las sales en los suelos fue NaCl 76 %, Na_2CO_3 14 %, NaHCO_3 4 %, Na_2SO_4 4 % y KCl 2 %.
- El 90 % del área estudiada presentó suelos del tipo salino sódico, donde los patrones de distribución salina son altamente heterogéneos, no presentan una tendencia definida, existiendo fuertes variaciones en la salinidad aún dentro de áreas pequeñas.
- El patrón de distribución de sodio, representado en este caso por los valores de pH, presentó una tendencia definida, mostrando un incremento en los valores de pH a medida que se avanza hacia la zona central del Ex-lago.

Además, la existencia de un contenido elevado de sales solubles y sodio en el área de transición Boyeros-Ex-lago de Texcoco constituye un serio problema. No obstante, mediante el establecimiento de prácticas de manejo de suelo se puede reducir el impacto negativo de las sales sobre el desarrollo y rendimiento de los cultivos, algunas de estas prácticas consisten en el uso de estiércoles en forma casi permanente (en dosis cercanas a las 10 ton ha^{-1}). Por otro lado, también realizó un experimento a nivel invernadero con cebada para conocer las posibles interacciones existentes entre los contenidos de sales, detectados en el mapa de salinidad, y el mejoramiento de la fertilidad del suelo, producto de la adición de fertilizantes; mismas que tendrían su expresión final en el rendimiento de la materia seca de la cebada. En este experimento encontró que:

- Aun bajo condiciones extremas de afectación salina, existió un efecto evidente de la fertilización nitrogenada sobre los rendimientos de materia seca en el cultivo de cebada. El efecto se atribuyó directamente a la falta de este nutrimento en el suelo, donde las condiciones de reducción generan alteraciones drásticas sobre el ciclo del nitrógeno. Bajo estas condiciones se favorecen los procesos de desnitrificación.
- No se encontraron efectos de los niveles de fertilización fosfórica sobre el rendimiento de la materia seca en el cultivo de cebada. Esta respuesta se atribuyó a las alteraciones en los procesos de transporte interno de este nutrimento y su efecto sobre los procesos metabólicos.
- En lo que se refiere a las interacciones entre los niveles de fertilización y los contenidos de sales, detectadas durante la primera etapa, se evidenció un efecto de segundo orden altamente significativo entre la salinidad y la fertilización nitrogenada, no así con las dosis de fósforo.

Jiménez (1952) comprobó que la calidad, concentración y proporción existente de sales disueltas entre los diversos constituyentes son los que determinan directamente la naturaleza e intensidad de los cambios que ocurren en los suelos irrigados, y por lo tanto, la posibilidad de usar el agua residual con fines agrícolas.

En el Distrito de Riego (D. R.) 03 de Tula, Hgo., se ha venido regando con agua residual de la Ciudad de México sin ningún tratamiento desde 1890, esta zona se ha reconocido como el área más grande del mundo donde se riega con este tipo de agua, ya que supera a las 41 500 has (Shuvall *et al.*, 1986 cit. en Cruz, 1989). En este Distrito se observa que el sodio no se ha acumulado en el suelo debido principalmente a las aplicaciones excesivas de agua, con bajas concentraciones de sodio, un buen drenaje natural y alto contenido de calcio en el suelo, únicamente se han encontrado acumulaciones de sodio en las partes bajas con drenaje deficiente. Por lo cual, en suelos con 77 años de regarse con agua negra y aquellos con siete años de riego, no existen diferencias significativas y guardan constancia en los valores de pH, CE, PSI, y boro, sólo el nitrógeno total se ha incrementado. Los rendimientos de alfalfa, maíz y trigo han resultado bastante buenos, sin poder asegurarse que indefinidamente sucederá el mismo proceso, por lo que se recomienda una buena preparación del terreno.

Bautista (1988) señala que el mal manejo de los recursos suelo y agua ha originado un decremento importante en la producción en algunas zonas del país, y lo que es más grave, se están degradando superficies considerables por el alto grado de afectación más que por el ensalitramiento, al menos es lo que se observó en el estudio que realizó en el Distrito de Desarrollo Rural (D. D. R.) 008 "Sahuayo", donde realizó la caracterización del agua con base en sus características químicas, para saber hasta qué grado el agua contaminada contribuye con esta problemática.

Martínez y Sánchez (1988) realizaron un diagnóstico del agua residual en la región lagunera, advirtiendo que atacar el problema del uso general del agua residual es muy complejo y difícil de abordarse simultáneamente, y que se debe realizar en etapas, por lo que en su trabajo se aborda únicamente los aspectos de uso en el riego agrícola, caracterizando su calidad como un inicio de un trabajo continuo de investigación hasta lograr su completa caracterización y emitir recomendaciones y conclusiones generales y adecuadas.

En un estudio realizado por Méndez y Guajardo (1985) en la mayor parte del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo. (Actopan, Progreso, Mizquiahuala y Tula), mediante un análisis de 29 muestras, concluyen que el agua residual de la Ciudad de México presenta problemas de salinidad, así como de contaminación por detergentes del tipo A.B.S., los cuales han tenido un fuerte incremento en la última década. También encontraron que, de acuerdo con los valores máximos permisibles de sustancias tóxicas presentes en el agua de uso continuo, establecidos por la Subsecretaría del Mejoramiento del Ambiente, ésta se encuentra excedida en cobalto, aluminio, manganeso, níquel, hierro y boro; por lo que, la contaminación por aguas negras se ha venido aumentando en el transcurso del tiempo.

Enríquez (1988) observó que el rendimiento de materia seca en el cultivo de alfalfa se reduce aproximadamente un 20 % al ser regada con agua residual municipal cruda, y el contenido de proteína con base en el peso seco no se reduce al ser regada con la misma agua, para lo cual se basó en un diseño factorial completo con distribución al azar y arreglo combinatorio.

Guizar (1988) da los valores promedio de la calidad del agua que abastece al Distrito de Riego 056 "Atoyac-Zahuapan" como son: pH 9, 1×10^{12} coliformes totales, 400 mg L^{-1} de grasas y aceites, y el Índice de Contaminación (IC) que fluctúa de 33 a 48 %, lo cual la hace caer en el criterio de contaminada. Además, observa que los contaminantes que se han desechado a los ríos, permanecen durante la aplicación del riego a los cultivos, ocasionando degradación en los suelos, así como bajas en la producción de cosechas y afectación a la salud de los usuarios. Los daños que se han observado en el sector agropecuario han sido los siguientes: Alteración del pH de los suelos principalmente en áreas de Panzacola, Panotla y Apizaco; enfermedades gastrointestinales en los agricultores y presencia de metales en el agua de riego en la zona de Panzacola.

Sánchez (1985) menciona que el agua usada para riego en el Distrito de Riego 03, en el Valle del Mezquital, es una mezcla de agua residual (municipal e industrial) con agua limpia de las presas locales. Los análisis fisicoquímicos realizados en estas aguas (turbidez, color, olor, naturaleza de los sedimentos, pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, grasa, carbón orgánico y A.B.S.) fueron relativamente uniformes a través del tiempo. Los valores de pH estuvieron muy cercanos a la neutralidad y los valores de conductividad eléctrica indicaron un riesgo de salinidad por estas aguas. Siguiendo la clasificación de la USDA, establece que estas aguas caen entre los niveles medios y altos de salinidad, aun cuando el contenido de carbonato de sodio residual fue bajo. Los valores de RAS fueron considerables, lo que el riesgo de sodificación está latente, por lo que teóricamente, dichas aguas no debieran usarse para el riego sin tener un tratamiento previo. Sin embargo, se han utilizado para regar los cultivos de estas zonas por muchos años sin tener serios problemas, debido principalmente a diversos factores, entre los que destacan la distancia que recorre el agua residual antes de llegar a los canales de riego, la existencia de una buena estructura interna que favorezca las condiciones de drenaje, así como el alto contenido de calcio en forma de carbonato de calcio en el suelo y subsuelo de la región. Estos factores tienen efectos favorables ya que contribuyen impidiendo la acumulación de concentraciones altas de sales solubles y sodio intercambiable en los suelos, lo cual puede ser peligroso para los cultivos. Con respecto a los metales pesados, estos se registraron en altas concentraciones, principalmente en formas insolubles (precipitados) mientras las cantidades solubles de cada uno de los metales se encuentran dentro de los límites permisibles. Aunque se reconoce que la acumulación de elementos tóxicos puede continuar, se cree que un equilibrio dinámico se ha alcanzado en los suelos; por ejemplo, que la mayoría de los cultivos y animales de la zona son tolerantes o semitolerantes a la presencia de boro en el agua de riego.

De acuerdo con Sánchez (1985) la contaminación con materiales fecales en México es común, y sobretodo en las zonas agrícolas que utilizan aguas residuales para este fin, donde la proximidad de la gente y los animales a los terrenos de cultivo, favorece la propagación de enfermedades infecciosas entre la población. Aun cuando la Secretaría de Salud ha establecido restricciones antes del consumo de los alimentos cultivados en estas regiones, tales como no consumirlos crudos, dejarlos en agua con desinfectantes, lavarlos al chorro de agua, pasteurizar la leche, etc. no se ha eliminado la frecuencia de infecciones intestinales por virus, hongos, bacterias, protozoarios, etc. encontrados en el agua de riego, debido en parte, a que en esta región no toda la gente cuenta con los servicios de agua potable y sanitarios, en estas condiciones es común que se propaguen fácilmente las infecciones bacterianas. Por otro lado, el uso del agua residual en esta zona ha permitido el desarrollo del estándar de vida, con el aumento de trabajo para los campesinos de la región, el incremento del valor de la tierra al elevarse la producción (principalmente de maíz, frijol y alfalfa) gracias a las condiciones de fertilidad a las que se ha llegado en los últimos 10 años y finalmente se ha disminuido la emigración de los campesinos. En estas circunstancias, las enfermedades endémicas de la región son consideradas como un aspecto de importancia secundaria por los campesinos de la región.

Por otro lado, con respecto al agua residual de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México usada en el Distrito de Riego 03, en el Valle del Mezquital, Mendoza (1981) menciona que presenta las siguientes ventajas:

- Los nutrimentos contenidos en estas aguas son usados para la producción de alimentos básicos de primera necesidad
- Al infiltrarse el agua residual a través del suelo, ésta recibe un nivel de tratamiento superior a un tratamiento secundario, lo cual reduce la contaminación del agua subterránea.

Así como también, menciona las siguientes desventajas:

- La exposición de esta agua representa un peligro para la gente que la manipula y la que vive cerca de estas zonas, debido a la presencia de microorganismos patógenos.
- El consumo de los alimentos crudos producidos en esta zona constituye un peligro para la salud.
- Los metales pesados contenidos en el agua residual se acumulan en el suelo y se introducen en la cadena trófica por medio de los vegetales y el ganado hasta llegar al hombre.

Sin embargo, es posible reducir o eliminar éstos aspectos negativos mediante el diseño de un método apropiado de aplicación del agua residual. Los métodos más frecuentemente usados son infiltración lenta y escorrentía superficial. En este caso particular, como el agua residual es requerida para el riego de cultivos, el método de

infiltración lenta resulta ser el más apropiado. Este método propuesto es aplicable si se considera lo siguiente:

- Regar en zonas aisladas y controladas, exclusivamente forraje.
- Reducir la concentración de metales pesados desde la fuente de origen.
- Proveer de los servicios sanitarios básicos a la gente que trabaje en el área regada con el agua residual.

La presencia de contaminación bacteriológica (organismos patógenos) y de metales pesados en los cultivos, son algunos de los problemas más serios en el Distrito de Riego 03. Con respecto a los organismos patógenos, Page y Chang (1981) y Dowdy *et al.* (1976) mencionan que estos organismos del agua residual están sujetos a condiciones ambientales adversas, una vez que estos se introducen en el suelo, y no se espera que sobrevivan, ni mucho menos se multipliquen, reduciéndose así, el riesgo higiénico que resulta de usar estas aguas para el riego agrícola.

Flores *et al.* (1992) mencionan que la cantidad de metales pesados contenidos en las aguas residuales procedentes del Valle de México, utilizadas en el Valle del Mezquital, tienden a acumularse en el suelo, donde los cultivos pueden absorberlos, o bien ser lixiviados pudiendo llegar hasta los acuíferos. Algunos de estos metales no son esenciales para las plantas y pueden afectar su crecimiento y calidad, como es el caso del cadmio, y otros elementos, como el cobalto y el zinc, aunque son esenciales para las plantas pueden llegar a ser tóxicos cuando las concentraciones son altas. Skocart *et al.* (1983 cit. en Flores *et al.*, 1992) mencionan que la materia orgánica es el principal componente del suelo que inmoviliza los metales pesados, tanto en suelos ácidos como en neutros. Valdares (1983 cit. en Flores *et al.*, 1992) detectó que en los suelos calcáreos regados con agua residual la absorción de níquel y zinc por las plantas fue significativamente menor que en los suelos ácidos. King (1988 cit. en Flores *et al.*, 1992) al estudiar la retención de los metales en varios suelos del sureste de Estados Unidos de Norte América, encontró la siguiente secuencia: plomo > antimonio > cobre > cromo > zinc > níquel > cobalto > cadmio, debido principalmente al contenido de óxidos de hierro y arcilla en los suelos.

4

LOCALIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica dentro del Estado de México, específicamente en el Municipio de Texcoco (ver Fig. 1), a una altitud de 2247 a 2270 m.s.n.m. y sus coordenadas geográficas son: 19°29'00" a 19°30'00" de latitud norte y 98°53'00" a 98°54'00" de longitud oeste (Fig. 2). Su precipitación es de 600 mm con régimen de lluvias en verano, y una temperatura media anual de 15°C. Geológicamente, está formada por sedimentos lacustres aluviales profundos, es una planicie lacustre aluvial con una pendiente no mayor al 3%. Su hidrología es de corrientes torrenciales temporales. Los suelos tienden a ser oscuros y profundos de textura media, con moderada capacidad de retención de humedad y con fases salinas y sódicas, inundables. Su vegetación se compone de árboles caducifolios y especies herbáceas, halófitas y acuáticas. El uso actual de los suelos está encaminado a la agricultura de riego y de temporal, además de la ganadería extensiva; respecto a la agricultura, dominan los cultivos bajo riego, como: alfalfa, sorgo, maíz forrajero y para grano. Una gran proporción de estos terrenos están ocupados por ranchos que cuentan con riego, y con posibilidades de eliminar limitaciones leves como la presencia de piedras en la superficie y un estrato firme en el subsuelo durante los periodos de sequía. Estos terrenos no tienen restricciones para el establecimiento de cualquier clase de cultivo recomendable para la zona. En relación con el manejo de estas tierras, es común la adición de grandes volúmenes de estiércol cada tres o cuatro años y la rotación de cultivos, así como la utilización de maquinaria para las labores de cultivo (Ortiz y Cuanalo de la Cerda, 1977).

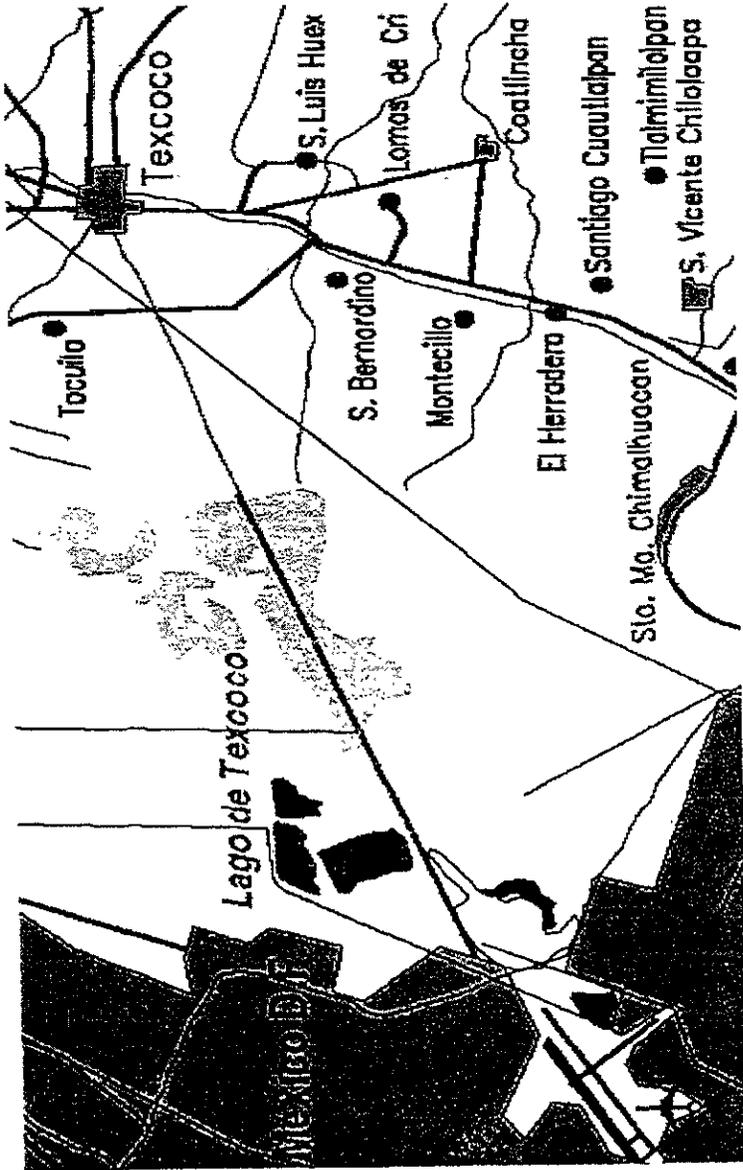


Figura 1. Mapa de Texcoco, Edo. de México.

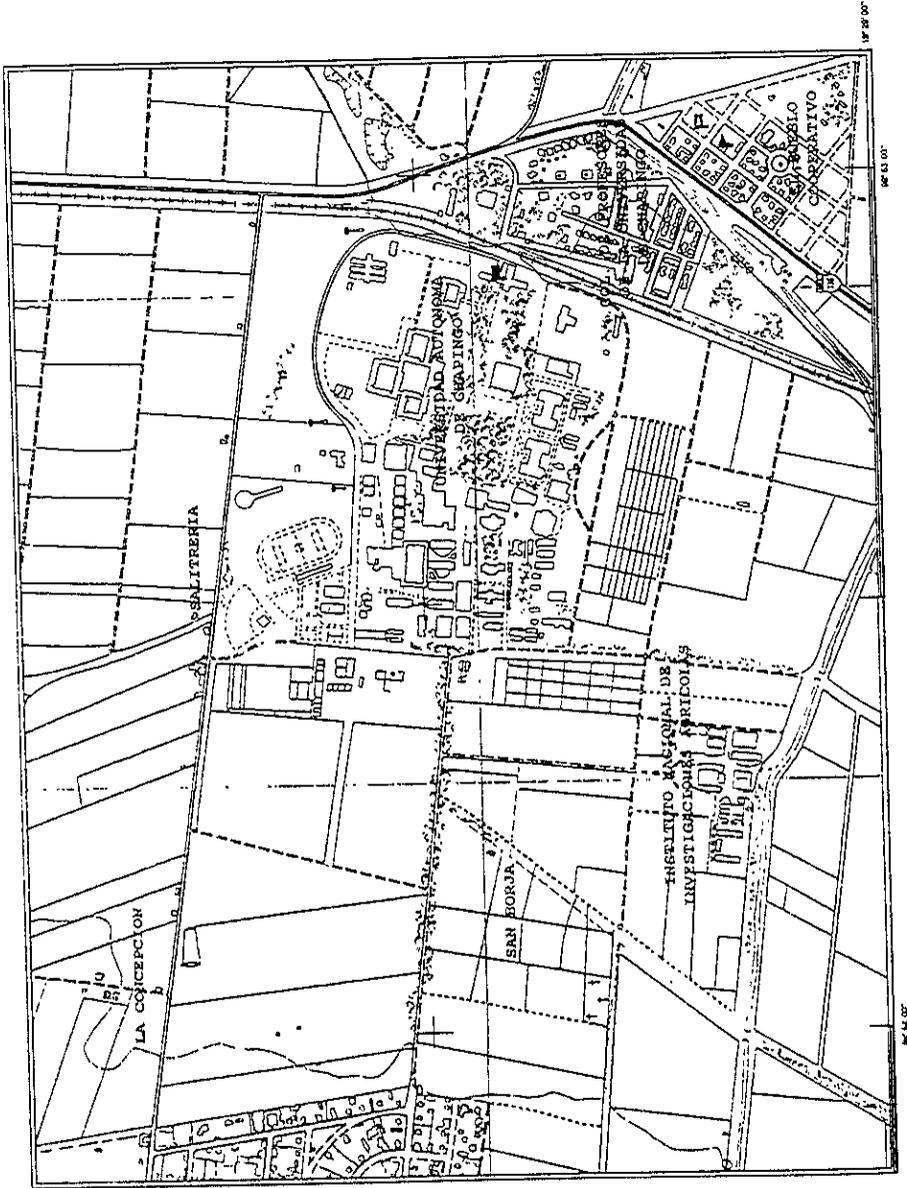


Figura 2. Localización geográfica de la zona de estudio.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHAPINGO

Dirección de Administración. Infraestructura y Servicios Básicos de la Universidad

El sistema de abastecimiento de agua a las instalaciones de la UACH se encuentra en una situación crítica. Esto es porque los pozos constituyen la principal fuente de abastecimiento para el agua potable y para el riego, tanto del Campo Agrícola Experimental como los jardines de la UACH y el nivel freático disminuye anualmente aprox. 2 m. Actualmente, el pozo de lavandería es el único que se encuentra funcionando en óptimas condiciones, por lo que se hace necesario el mantenimiento y/o rehabilitación del resto de los pozos, como el pozo "Zootecnia", el "Yucateco" y el de la Unidad Deportiva, mientras que deberán ser rehabilitados otros pozos como el de la Colonia Profesores o inclusive ver la posibilidad de abrir otros nuevos. Para realizar lo anterior, la Comisión de Administración del Consejo Universitario propuso destinar cierta cantidad de su presupuesto anual, así como, campañas de ahorro del agua con los estudiantes. De manera complementaria a lo anterior, se deberá disminuir el uso del agua de pozos con fines de riego, con lo cual a la vez se prolonga la vida útil de los pozos, esto requiere de manera paralela el incremento del agua tratada para el riego de las áreas verdes de la Universidad, lo cual implica aumentar la capacidad del sistema de tratamiento de aguas negras de la Institución. Actualmente, se tiene capacidad para dar tratamiento a 16 Ls^{-1} pero se hace necesario elevarla a 40 Ls^{-1} , también se requiere de elevar la velocidad del proceso, para lo cual se hace necesaria la instalación de un ambiente de invernadero, con lo cual la velocidad de actividad microbiana se eleva de la misma manera que el crecimiento de vegetación que forman parte del sistema de tratamiento (lirio y tule). La renovación de esta vegetación es conveniente para retirar los contaminantes que son extraídos del agua negra.

El sistema de drenaje de la Universidad tiene serios problemas de desalojo del agua residual, principalmente en el entronque que se da en el edificio de bosques. De manera cotidiana ahí se tiene una descarga de 104 Ls^{-1} , llegando a disminuir a 70 Ls^{-1} , volumen que puede ser desalojado sin dificultad, ya que una parte es ingresado al sistema de tratamiento de aguas negras y el resto es desviado hacia el Ejido de "Boyeros". Sin embargo en los tiempos de lluvias el volumen a desalojar aumenta hasta 140 Ls^{-1} , el cual ya no puede ser manejado sin causar inundaciones en la DICIFO y en "Boyeros".

Función de la Planta de Tratamiento:

La procedencia de las aguas residuales que llegan a la planta, son de la misma Universidad y de las Colonias Profesores y Cooperativo (consideradas aguas negras de origen doméstico y jabonosas) mismas que serán empleadas posteriormente para riego agrícola en el Ejido de "Boyeros" (Morales, 1993).

Proceso de Tratamiento:

El tipo de proceso empleado en la planta de tratamiento es un proceso de tipo anaerobio, el cual sustituye al tratamiento aerobio con lodos activados, con el fin de optimizar recursos pues sólo se requiere de una bomba (GA) de alimentación y poder así, satisfacer la demanda de agua tratada para riego. Consta de un tratamiento primario que consiste en métodos físicos de separación de materia en suspensión (desarenador) y el tratamiento secundario consiste en métodos de degradación de la materia orgánica y de residuos provenientes del tratamiento físico (acelerador bacteriano) empleando dos tipos de digestores, uno vertical y otro horizontal, posteriormente con ayuda de un dosificador adicionar cloro al 6 %, finalmente los filtros de arena para obtener el agua tratada (ver Fig. 3) (Morales, 1993).

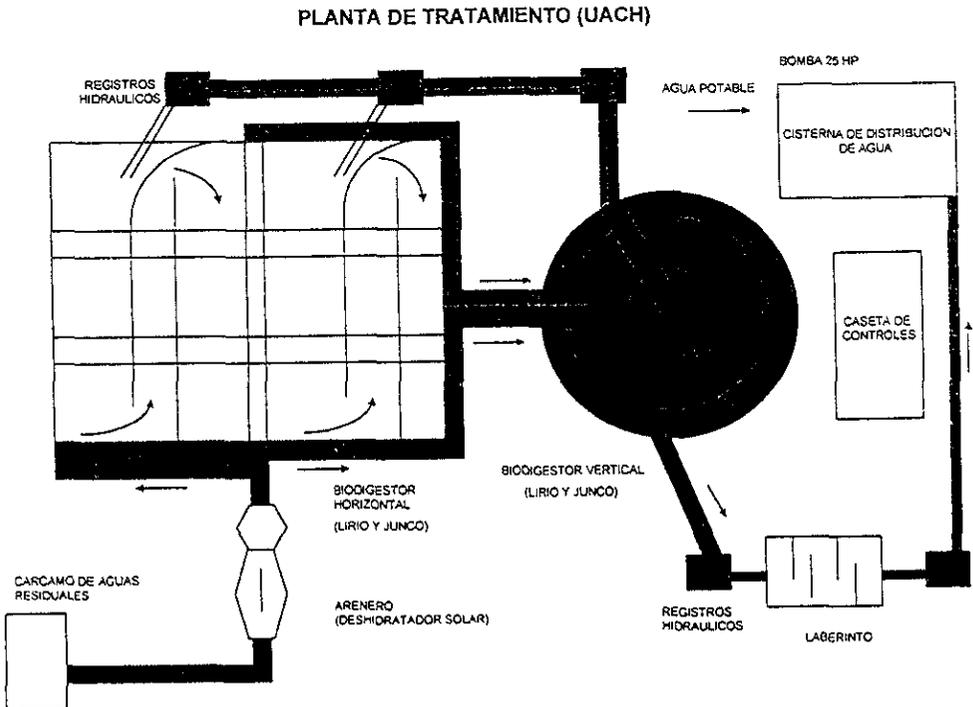
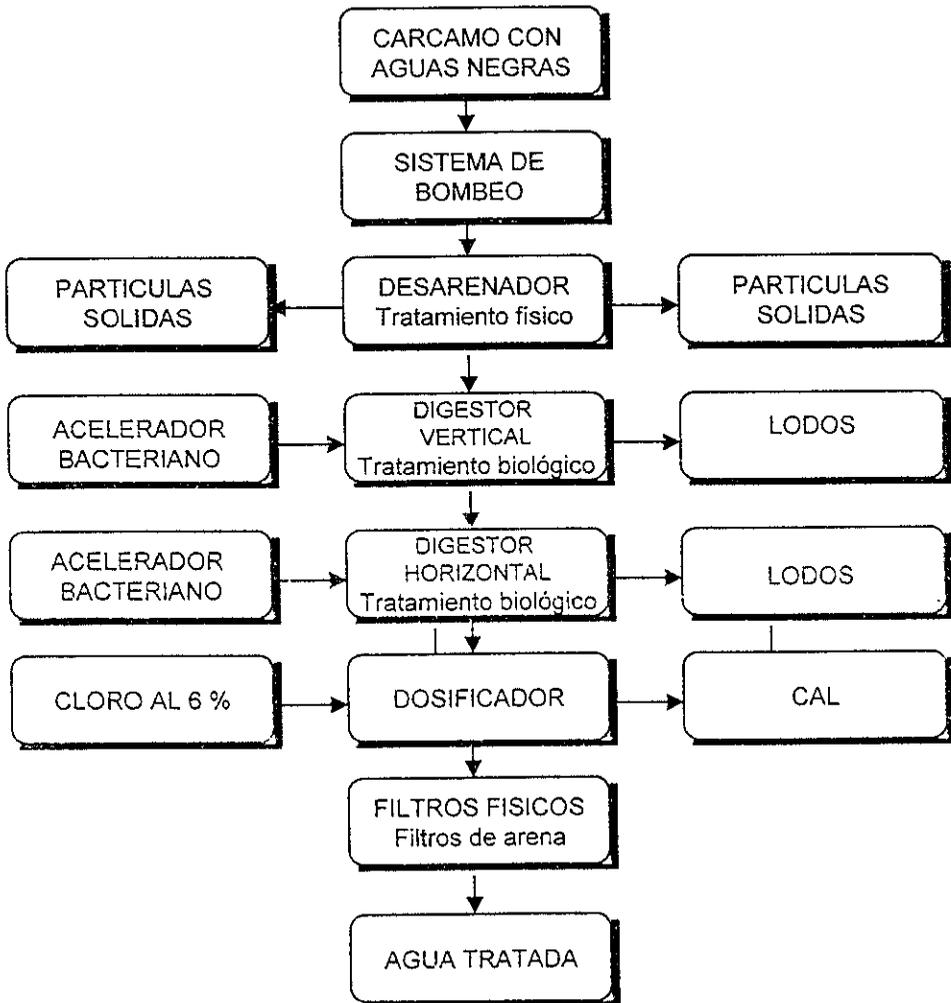


Figura 3. Esquema de la Planta de Tratamiento de la UACH.

DIAGRAMA DE BLOQUES DEL TRATAMIENTO



5

HIPÓTESIS

Como el agua residual que se utiliza con fines agrícolas en el Ejido de "Boyeros" proviene de la UACH y las colonias "El cooperativo" y "Profesores", se considera que es de origen municipal por lo que se espera que su calidad química sea adecuada para riego.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el agua residual y potable de la UACH y de las poblaciones aledañas a la misma, utilizadas para riego agrícola de algunos suelos del Ejido de "Boyeros" Chapingo, Edo. de México.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar las propiedades química y de algunos contaminantes como grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y metales pesados, tanto de las aguas residuales de la UACH y las poblaciones aledañas, así como del agua potable de la zona de estudio.
- Evaluar la calidad de los diferentes tipos de aguas que se utilizan con fines agrícolas, de acuerdo con los criterios nacionales establecidos para su uso.

6

MÉTODO

Las parcelas del área estudiada del Ejido de "Boyeros" denominadas "La Teja", se delimitaron mediante un recorrido de la zona y por las encuestas realizadas a los ejidatarios, para conocer la procedencia y volumen del agua utilizada para riego, la superficie irrigada, el tipo de riego, el tiempo de utilización, su producción, el tipo de cultivos, tratamientos previos a la siembra, tipo de fertilización y semillas entre otros.

Conociendo la procedencia de las aguas utilizadas para regar "La Teja", se escogieron los sitios de muestreo en forma dirigida; es decir, en dirección del recorrido del agua desde las poblaciones "El cooperativo" y la colonia "Profesores", hasta el terreno de cultivo, utilizando un criterio simple, basándose en aquellos sitios que más se ajustaran a los objetivos. Se seleccionaron 6 sitios de muestreo, cuatro de los cuales se encuentran dentro de la universidad (tres de agua residual y uno de agua potable) y los otros dos en el terreno de cultivo (uno de agua residual y el otro en el pozo). Quedando de la siguiente manera: sitio (1) Fitotecnia; sitio (2) afluente de la Planta de Tratamiento de la UACH; sitio (3) efluente de la Planta de Tratamiento; sitio (4) La Teja; sitio (5) agua potable y sitio (6) agua de pozo (ver Fig. 4).

TRABAJO DE CAMPO

Con el fin de realizar un monitoreo periódico de la calidad del agua, se hizo un muestreo previo una vez por semana durante un mes, para establecer posteriormente la frecuencia de muestreo (mensual) tratando de abarcar como mínimo un periodo de secas y uno de lluvias.

Para este trabajo se realizaron 10 muestreos de febrero a noviembre de 1994, en horario variable, obteniéndose 6 muestras simples mensuales y un total de 60 muestras, las cuales fueron colectadas en envases de polietileno de 2 L. Se analizaron *in situ* pH, conductividad eléctrica y temperatura. Posteriormente, se acidificó una fracción de la muestra con ácido nítrico (HNO_3) a pH 2 para determinar metales pesados como lo recomienda la U.S.-EPA (1974). Las muestras fueron transportadas al laboratorio y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis.



Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo.

TRABAJO DE LABORATORIO

Las muestras de agua fueron caracterizadas desde el punto de vista de su calidad química para uso agrícola, así como su nivel de contaminación, por medio de los siguientes análisis:

Cationes solubles

El calcio y magnesio, se cuantificaron por el método del Versanato (EDTA) 0.01N, utilizando murexida como indicador para calcio y negro de eriocromo-t para magnesio. Sodio y potasio por flamometría, en un flamómetro Corning modelo 400 según lo recomiendan APHA-AWWA-WPCF (1980) y U.S.-EPA (1974).

Aniones solubles

Los carbonatos y bicarbonatos se analizaron por titulación con ácido sulfúrico 0.01N, usando fenolftaleína y anaranjado de metilo como indicadores de carbonatos y bicarbonatos respectivamente; los cloruros por titulación con nitrato de plata 0.005N y

cromato de potasio como indicador y los sulfatos por precipitación con cloruro de bario de acuerdo al método de U.S.-EPA (1974). Los nitratos se determinaron por el método de la brucina y los nitritos por colorimetría empleando N-1 naphtylethylendiamina de acuerdo con los métodos propuestos por APHA-AWWA-WPCF (1980). Para la cuantificación de los mismos se utilizó un espectrofotómetro Bausch & Lomb, Spectronic 20.

Fósforo soluble

Se cuantificó por colorimetría por el método del azul de molibdeno (Jackson, 1966), utilizando un espectrofotómetro Bausch & Lomb, Spectronic 20.

Boro

Este elemento se analizó por el método de la curcumina, como menciona Jackson (1966), y se cuantificó mediante colorimetría, usando un espectrofotómetro Bausch & Lomb, Spectronic 20.

Grasas y aceites

Se determinó por el método de extracción Soxhlet, según APHA-AWWA-WPCF (1980) y U.S.-EPA (1974).

Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)

La cuantificación de sustancias tensoactivas se realizó por el método colorimétrico del azul de metileno propuesto en APHA-AWWA-WPCF (1980), empleando un espectrofotómetro Bausch & Lomb, Spectronic 20.

Metales pesados solubles

El Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Co, Ni y Cd, se analizarán en las muestras previamente aciduladas a pH 2 en campo con ácido nítrico y se cuantificarán por absorción atómica en un espectrofotómetro Perkin Elmer modelo 372 según las especificaciones del instructivo y siguiendo el método propuesto en APHA-AWWA-WPCF (1980) y U.S.-EPA (1974).

TRABAJO DE GABINETE

Los datos obtenidos de los parámetros determinados en el agua (Cuadro 1 y 2) se procesaron estadísticamente. En primer lugar, se presentó un sumario estadístico por sitio lo que permitió examinar más fácilmente y en forma general cada parámetro, estos sumarios incluyen: media, desviación estándar, valor mínimo y valor máximo (Cuadro 3 y 4). Posteriormente, se realizó el análisis de varianza de un factor en cada

parámetro, con lo cual se determinó si existían diferencias significativas entre sitios o entre meses de muestreos (Cuadro 5 y 6). Por último, se realizó la prueba de rango múltiple de Tukey, lo cual permitió establecer que sitios o que meses eran estadísticamente diferentes. Además, se incluyeron los diagramas de caja con muesca, por sitio y por mes de muestreo, que permitieron, de manera gráfica, observar más fácilmente estas diferencias.

Cuadro 1. Propiedades químicas del agua de riego que se emplea en el Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Muestreo	Sitio	pH	C. E. µS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺ meq L ⁻¹	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B	mg L ⁻¹				S. E.	S. P.	R.A.S.	C.S.R.	P.S.P.
												P	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻					
1 (FEB/94)	1	7.50	940	1.30	0.90	4.87	0.68	5.53	1.22	1.19	0.70	0.86	0.72	0.02	5.74	1.82	4.64	3.33	84.84	
	2	7.70	1000	1.20	4.40	5.08	0.73	9.02	2.65	1.16	0.70	0.94	0.69	0.02	7.13	3.13	3.04	3.42	71.25	
	3	7.50	1025	1.00	3.60	5.00	0.70	9.28	1.23	1.32	0.67	0.70	0.36	0.01	7.23	1.89	3.30	4.68	69.16	
	4	7.00	820	1.80	2.00	4.16	0.49	6.10	1.54	1.43	0.70	0.98	0.21	0.02	5.25	1.08	3.40	3.10	79.24	
	5	7.40	900	1.80	2.00	4.42	0.26	6.30	1.43	1.19	0.70	0.98	0.49	0.01	5.12	2.03	3.21	2.50	86.33	
	6	7.70	560	1.70	2.80	1.70	0.25	4.70	0.51	1.72	0.70	0.06	2.20	0.01	2.43	1.37	1.13	0.20	69.96	
2 (MAR/94)	1	7.70	670	0.70	1.50	4.28	0.58	4.70	0.74	1.37	0.77	0.70	0.70	0.02	4.86	1.43	4.08	2.50	88.07	
	2	7.50	890	2.80	2.00	4.55	0.80	8.64	1.32	0.40	0.83	1.96	0.57	0.02	7.36	1.52	3.72	5.64	61.82	
	3	7.60	970	2.60	2.60	5.43	0.76	9.60	1.32	1.96	0.60	1.00	0.46	0.02	6.19	2.30	3.37	4.40	87.72	
	4	6.70	770	1.20	2.30	3.98	0.73	4.70	1.67	2.05	0.66	1.10	0.80	0.02	4.71	2.70	3.01	1.20	84.50	
	5	7.70	310	3.00	2.20	2.21	0.33	4.30	0.37	1.89	0.78	0.06	2.40	0.01	2.54	1.32	1.37	-0.90	87.01	
	6	7.70	340	1.60	1.60	1.53	0.17	2.20	0.11	1.88	0.65	0.06	2.40	0.01	0.99	1.05	1.21	-1.00	154.55	
3 (ABR/94)	1	7.50	850	0.80	1.80	5.32	0.31	7.30	0.69	1.55	0.72	0.66	0.71	0.02	6.94	1.47	4.67	4.70	76.66	
	2	7.70	1180	1.60	3.20	8.16	0.73	11.13	1.83	0.45	0.71	0.78	0.68	0.02	8.89	2.06	5.27	6.33	91.79	
	3	7.40	960	2.80	2.00	5.60	0.73	10.36	0.81	0.76	0.56	0.87	0.59	0.02	7.13	1.19	3.61	5.56	78.54	
	4	7.30	1080	1.20	2.20	7.98	0.46	9.40	1.49	0.51	0.70	0.92	0.70	0.02	8.44	1.75	6.12	6.00	94.55	
	5	7.60	460	1.60	1.80	3.25	0.02	5.50	0.38	0.45	0.71	0.04	3.00	0.00	3.27	0.61	2.49	2.10	99.39	
	6	7.80	580	2.20	2.60	2.95	0.12	4.50	0.59	2.05	0.76	0.09	2.80	0.00	3.07	1.62	1.90	-0.30	96.09	
4 (MAY/94)	1	7.70	680	1.20	1.60	4.20	0.30	5.52	2.50	0.89	0.61	1.80	0.50	0.02	6.11	2.95	3.55	2.72	68.74	
	2	7.50	850	2.00	2.20	3.68	0.69	8.25	1.22	0.30	0.84	1.86	0.50	0.02	5.57	1.37	2.54	4.05	66.07	
	3	7.40	960	2.80	1.80	5.44	0.73	10.17	1.32	0.27	0.70	1.12	0.60	0.02	7.16	1.46	3.59	5.57	75.95	
	4	7.20	660	1.80	1.60	3.99	0.46	5.90	1.90	0.50	0.71	1.22	0.70	0.02	4.9	2.15	3.06	2.50	81.43	
	5	7.70	490	1.60	2.00	2.16	0.02	4.40	0.70	1.47	0.71	0.06	3.70	0.00	2.97	1.44	1.61	0.80	72.73	
	6	7.70	500	2.00	2.60	2.39	0.12	4.80	0.90	1.37	0.70	0.08	3.80	0.00	2.57	1.59	1.58	0.30	93.00	
5 (JUN/94)	1	7.80	850	1.60	1.40	4.49	0.56	6.00	1.90	1.23	0.29	1.84	0.05	0.06	6.13	2.52	3.67	3.00	73.25	
	2	7.40	970	1.60	2.40	4.33	0.64	9.20	2.14	0.16	0.38	0.32	0.05	0.01	7.5	2.22	3.06	5.20	57.73	
	3	7.80	990	1.50	2.10	4.22	0.60	10.60	0.40	0.12	0.19	0.20	0.05	0.23	7.52	0.46	3.15	7.00	56.12	
	4	7.60	800	1.80	2.00	3.45	0.61	6.00	0.99	1.57	0.23	0.24	0.03	0.03	4.76	1.78	2.50	2.20	72.48	
	5	7.40	440	1.90	2.10	2.83	0.16	4.10	0.61	2.63	0.40	0.07	3.00	0.00	3.34	1.93	2.00	0.10	84.73	
	6	7.60	540	3.20	2.20	1.88	0.23	4.40	0.52	1.86	0.12	0.16	2.40	0.00	2.11	1.50	1.14	-1.00	89.10	
6 (JUL/94)	1	7.70	1180	1.30	2.90	4.55	0.67	8.30	1.90	0.61	0.22	5.60	0.04	0.01	6.61	2.21	3.14	4.10	68.84	
	2	7.30	930	1.60	2.80	4.89	0.59	8.64	7.03	0.00	0.11	2.00	0.06	0.01	11.27	7.03	3.30	3.40	43.39	
	3	7.60	1050	1.80	2.80	3.84	0.61	9.21	1.32	0.00	0.00	1.77	0.03	0.01	5.93	1.32	2.53	4.61	64.76	
	4	7.90	810	1.00	3.40	2.19	0.48	5.60	1.13	0.17	0.00	2.92	0.00	0.02	2.67	1.21	1.48	1.20	82.02	
	5	7.90	430	1.80	1.80	3.29	0.19	5.30	0.28	0.05	0.18	0.04	3.60	0.00	3.48	0.31	2.45	1.70	94.64	
	6	7.60	370	2.20	2.30	3.29	0.16	5.40	0.37	0.06	0.13	0.04	2.00	0.00	1.33	0.40	2.19	0.90	247.37	

Cuadro 1. Continuación

Muestreo	Sitio	pH	C. E. µS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	meq L ⁻¹				SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹						S. E.	S. P.	R.A.S.	C.S.R.	P.S.P.
								HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B		P	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻								
7 (AGO/84)	1	7.40	740	1.90	1.40	4.37	0.51	7.12	1.50	1.03	0.26	1.84	0.02	0.02	6.35	2.02	3.40	3.82	68.82				
	2	7.20	1000	2.00	3.80	5.17	0.73	7.87	8.16	0.20	0.30	1.88	0.02	0.02	10.43	8.26	3.04	2.07	49.57				
	3	7.60	1000	1.80	3.60	4.75	0.62	6.65	1.23	0.82	0.18	2.19	0.02	0.16	5.37	1.64	2.89	1.25	88.45				
	4	8.00	520	1.60	1.20	2.71	0.67	6.60	0.40	0.35	0.22	3.94	0.04	0.02	4.55	0.58	2.29	3.80	59.56				
	5	8.30	420	2.00	0.80	3.29	0.18	4.70	0.20	0.69	0.00	0.02	4.10	0.00	3.47	0.55	2.78	1.90	94.81				
	6	8.40	380	1.80	2.40	3.60	0.16	5.00	0.56	0.17	0.18	0.03	3.10	0.00	3.76	0.64	2.48	0.80	95.74				
8 (SEP/84)	1	8.20	920	1.00	1.40	4.70	0.61	6.64	0.48	1.54	0.18	4.48	0.01	0.04	6.26	1.25	4.29	4.24	75.08				
	2	7.00	885	2.50	2.80	4.73	0.80	7.96	7.14	0.00	0.30	3.34	0.06	0.02	9.7	7.14	2.88	2.56	48.76				
	3	7.40	900	2.30	2.70	3.69	0.79	6.64	1.30	0.00	0.17	3.00	0.06	0.02	4.48	1.30	2.33	1.64	82.37				
	4	7.50	790	1.40	3.10	1.77	0.67	4.98	0.24	0.86	0.28	2.74	0.00	0.02	2.44	0.67	1.18	0.48	72.54				
	5	7.40	410	1.80	2.00	3.50	0.18	4.98	0.08	0.51	0.00	0.05	4.20	0.42	3.68	0.34	2.54	1.18	95.11				
	6	7.50	370	1.40	1.80	3.60	0.17	4.98	0.04	0.17	0.00	0.04	2.80	0.00	3.77	0.12	2.85	1.78	95.49				
9 (OCT/84)	1	8.40	980	1.40	1.40	4.53	0.62	6.60	0.70	1.37	0.20	4.48	0.03	0.04	5.87	1.39	3.83	3.80	77.17				
	2	6.80	960	2.10	2.70	5.10	0.60	8.15	6.95	0.00	0.18	3.34	0.03	0.03	10.3	6.95	3.29	3.35	49.51				
	3	7.20	976	1.90	2.40	5.00	0.62	6.73	1.26	0.00	0.25	2.96	0.00	0.25	5.62	1.26	3.41	2.43	88.97				
	4	7.60	900	1.60	3.20	2.63	0.56	6.60	1.00	1.19	0.28	2.44	0.02	0.02	3.99	1.60	1.70	1.80	85.91				
	5	7.50	420	1.80	3.00	2.28	0.18	6.60	0.30	0.68	0.30	0.03	4.20	0.00	2.78	0.64	1.47	1.80	82.02				
	6	7.60	380	1.80	2.60	4.38	0.16	6.60	0.20	0.86	0.65	0.05	3.00	0.00	4.54	0.63	2.95	2.20	96.48				
10 (NOV/84)	1	7.70	930	0.80	1.40	5.60	0.46	6.82	1.08	1.70	1.23	14.20	0.20	0.02	7.4	1.93	5.34	4.62	75.68				
	2	6.90	930	2.50	2.80	4.11	0.57	9.16	4.60	0.20	0.38	8.80	0.27	0.02	8.66	4.70	2.52	3.86	47.46				
	3	7.30	1030	2.00	2.50	4.00	0.51	10.40	1.18	0.20	0.40	5.13	0.20	0.02	7.28	1.28	2.67	5.90	54.95				
	4	6.80	810	1.00	2.20	3.84	0.66	6.60	1.69	0.41	0.40	5.80	0.15	0.02	5.7	2.10	3.04	3.40	67.37				
	5	8.10	440	1.60	1.80	1.62	0.16	4.18	0.18	1.70	0.12	0.07	3.70	0.00	2.66	1.03	1.24	0.78	60.90				
	6	8.00	530	2.20	2.20	1.55	0.22	4.62	0.27	1.93	0.29	0.09	2.20	0.00	2.42	1.24	1.05	0.22	64.05				

Cuadro 2. Concentración de detergentes, grasas-acetates y metales solubles en el agua de riego del Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Muestreo	Sitio	mg L ⁻¹										
		SAAM	Grasas y acetates	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1 (FEB/94)	1	2.50	69.60	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.24	0.05	N.D.
	2	2.50	114.50	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	0.24	0.04	N.D.
	3	2.30	23.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	0.22	0.02	N.D.
	4	3.00	161.40	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.22	0.05	N.D.
	5	0.20	10.60	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.24	0.06	N.D.
	6	0.30	10.90	0.02	0.02	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.22	0.07	N.D.
2 (MAR/94)	1	3.40	87.20	0.01	0.2	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.22	0.03	N.D.
	2	3.60	136.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.02	0.03	N.D.
	3	2.60	59.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.24	0.03	N.D.
	4	5.30	112.74	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.23	N.D.	N.D.
	5	0.30	7.10	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.25	0.04	N.D.
	6	0.30	4.10	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.24	0.02	N.D.
3 (ABR/94)	1	0.50	123.54	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.23	0.03	N.D.
	2	2.30	150.00	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	0.24	0.02	N.D.
	3	1.70	36.20	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.20	N.D.	0.23	0.02	N.D.
	4	0.70	140.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.24	0.02	N.D.
	5	0.10	14.20	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.22	0.04	N.D.
	6	0.20	4.70	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.21	0.03	N.D.
4 (MAY/94)	1	3.20	298.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	N.D.	N.D.
	2	1.50	142.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	0.02	N.D.
	3	1.00	44.50	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	0.01	N.D.
	4	1.60	156.00	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.22	0.03	N.D.
	5	0.00	19.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	0.02	N.D.
	6	0.30	8.70	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	0.03	N.D.
5 (JUN/94)	1	1.75	147.20	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.06	0.04	N.D.	0.11	N.D.
	2	0.70	136.40	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.06	0.06	N.D.	N.D.	N.D.
	3	0.90	47.60	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.05	0.06	N.D.	N.D.	N.D.
	4	1.00	173.50	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.05	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
	5	0.01	7.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	6	0.00	9.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
6 (JUL/94)	1	0.75	296.90	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
	2	0.80	76.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.14	N.D.	N.D.	N.D.
	3	0.70	36.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.09	0.01	N.D.	N.D.	N.D.
	4	1.05	186.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.04	N.D.	N.D.	N.D.
	5	0.00	17.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.01	N.D.	0.11	0.01
	6	0.00	5.16	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Cuadro 2. Continuación

Muestreo	Sitio	SAAM	Grasas y aceites	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
													mg L ⁻¹
7 (AGO/94)	1	0.04	267.10	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.03	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	2	2.04	162.80	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.03	N.D.	0.11	N.D.	
	3	1.07	42.90	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	0.02	N.D.	0.10	N.D.	
	4	1.23	176.40	N.D.	0.03	N.D.	0.02	0.06	0.04	N.D.	0.11	N.D.	0.04
	5	0.00	7.70	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.08	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	6	0.00	6.10	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.03	0.03	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
8 (SEP/94)	1	1.75	200.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.03	N.D.	N.D.	N.D.	
	2	2.50	71.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.01	N.D.	0.11	N.D.	
	3	2.00	36.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.10	N.D.	0.10	N.D.	
	4	2.50	144.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.01	N.D.	N.D.	0.02	
	5	0.00	14.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
	6	0.00	6.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
9 (OCT/94)	1	1.05	146.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.01	N.D.	N.D.	0.02	
	2	1.93	87.40	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.11	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	
	3	0.93	28.60	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.11	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	
	4	1.40	154.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.03	N.D.	N.D.	0.02	
	5	0.00	8.70	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.08	0.08	N.D.	0.11	0.07	
	6	0.00	8.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.28	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
10 (NOV/94)	1	1.10	120.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.11	N.D.	
	2	1.90	110.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	3	0.60	30.10	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	4	1.70	168.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	0.02	N.D.	N.D.	0.01	
	5	0.80	18.80	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
	6	0.10	10.10	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	

N.D. No detectado
 Los límites de detección para los metales analizados fueron: Cd 0.001 mg L⁻¹, Co 0.01 mg L⁻¹, Cr 0.003 mg L⁻¹, Cu 0.002 mg L⁻¹, Fe 0.005 mg L⁻¹, Mn 0.002 mg L⁻¹, Ni 0.005 mg L⁻¹, Pb 0.01 mg L⁻¹ y Zn 0.001 mg L⁻¹.

8

DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

La conductividad eléctrica (C.E.) varía en función de la temperatura, así como de la concentración de sales disueltas y de su naturaleza. Al respecto, los valores de la C.E. oscilaron entre $310 \mu\text{S cm}^{-1}$ del agua potable a $1180 \mu\text{S cm}^{-1}$ del agua residual, correspondiendo esta última a la concentración más alta de Na^+ de 8.16 meq L^{-1} (Cuadro 1 y 3). Los valores de C.E. obtenidos están dentro de los límites establecidos en la NOM-CCA-032-ECOL/93 (Cuadro 7). Concentraciones semejantes fueron registradas por Sánchez (1985) con valores de C.E. en la Presa Endhó de $360 \mu\text{S cm}^{-1}$, utilizada para riego en el Valle del Mezquital; Méndez y Guajardo (1985) registraron valores de $1050 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el agua negra de la Cd. de México, tales valores de C.E. son más bajos que los $2240 \mu\text{S cm}^{-1}$ registrados por Feigin *et al.* (1979) en agua residual y los $1570 \mu\text{S cm}^{-1}$ para agua de pozo, a las obtenidos por Bautista (1988) de $3800 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $8000 \mu\text{S cm}^{-1}$ en la entrada y en la salida del río Jiquilpan (antes y después de mezclarse con el agua residual); así como las registradas por Carrillo y Cajuste (1992) de 1.544 a 2.726 dS m^{-1} para agua residual diluida con agua de pozo y del drenaje respectivamente, utilizadas para riego en el Distrito de Riego 03 Tula, Hgo.

En general, los valores más altos de C.E. se registraron en los sitios 1, 2, 3 y 4, principalmente en los sitios 2 y 3, y en los muestreos 1 y 3; los valores más bajos en los sitios 5 y 6 y en los muestreos 2 y 7 (Cuadro 3 y Fig. 5A y B). Estadísticamente solo se observaron diferencias significativas entre los sitios 1, 2, 3, 4 (concentraciones mayores) y los sitios 5 y 6 (concentraciones menores), que corresponden a agua residual y agua limpia respectivamente, y dentro de las muestras de agua residual el sitio 3 con el 4 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey). De acuerdo con los Índices de Clasificación del Agua de Riego, según Palacios y Aceves (1970), los sitios 1, 2, 3 y 4 que corresponden al agua residual, con valores comprendidos entre 750 y $2,250 \mu\text{S cm}^{-1}$, se consideran como aguas de buena calidad, siempre y cuando se tenga un buen manejo del suelo y un drenaje eficiente; y los sitios 5 y 6 de agua limpia, con valores menores a $750 \mu\text{S cm}^{-1}$, se clasifican como aguas satisfactorias para riego agrícola con respecto a sales aún para cultivos sensibles

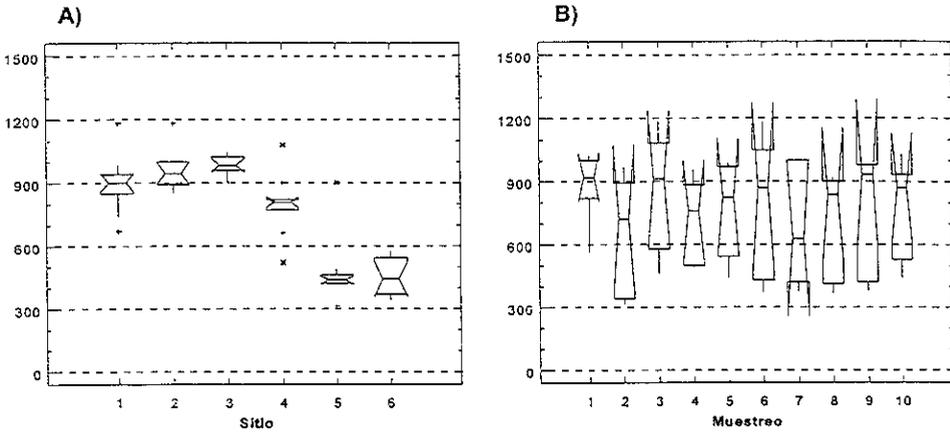


Figura 5. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la conductividad eléctrica, en $\mu\text{S cm}^{-1}$

La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) es uno de los índices más difundidos para medir el peligro de sodificación que presenta el agua de riego. Los valores de RAS más altos se registraron en el sitio 1, con excepción del sitio 4 que en el muestreo 3 registró el valor más alto de 6.12 meq L^{-1} , y los más bajos en el sitio 6, con un valor mínimo de 1.05 meq L^{-1} (Cuadro 1 y 3), dichos valores fueron más altos que los registrados por Bautista (1988) en el agua del río Jiquilpan que van de 0.0 a 0.79 meq L^{-1} , antes y después de mezclarse con el agua residual; y semejantes a los reportados por Feigin *et al.* (1979) en el efluente de la planta de tratamiento y del agua de pozo, con promedios de 3.9 y 4.2 meq L^{-1} , también a las registradas por Sánchez (1985) en el agua residual utilizada para riego en el Valle del Mezquital con valores promedio de 5.07 meq L^{-1} . El RAS está correlacionado con el Por ciento de Sodio Intercambiable (PSI), de acuerdo con este factor, entre mayor sea el valor del RAS mayor será el peligro de sodificación del suelo; en éste sentido, el RAS junto con la C.E. clasifican a los sitios 1, 2, 3 y 4 en la categoría C3S1 de agua altamente salina y baja en sodio las cuales no pueden usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable (Cuadro 3). Con respecto a los sitios 5 y 6, estos se clasifican en la categoría C2S1 de salinidad media y baja en sodio pudiendo usarse siempre y cuando haya un grado moderado de lavado en casi todos los casos e igualmente con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

Para definir la calidad del agua de riego empleada en el ejido de Boyeros es necesario además de los índices y criterios de calidad establecidos, información sobre el suelo, el tipo de cultivo y las condiciones de manejo de los mismos. Como las aguas contienen más del 20 % de $\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$ y una C.E. mayor a $250 \mu\text{S cm}^{-1}$, para su

clasificación, desde el punto de vista químico, es necesario emplear los siguientes índices: Salinidad Efectiva (SE), Salinidad Potencial (SP), Carbonato de Sodio Residual (CSR), Por ciento de Sodio Posible (PSP) y Contenido de Boro y Cloro.

La SE estima el proceso en que las sales del agua de riego pasan a formar parte de la solución del suelo, este proceso es más notable cuando el agua tiene un alto contenido de bicarbonatos y carbonatos, en este estudio se registraron valores de 0.99 a 11.27 meq L⁻¹ de SE en los sitios 6 y 2 respectivamente. En general, los valores más altos de SE los presentó el sitio 2 y los más bajos el sitio 6; los sitios 1, 2, 3 y 4 se encuentran en la clase condicionada, con excepción del sitio 4 en el muestreo 6 con 2.67 meq L⁻¹, el sitio 5 que también cae dentro de la clase condicionada, excepto en los muestreos 2, 4, 9 y 10 que pertenecen a la clasificación de aguas de buena calidad ó recomendables para riego. Finalmente, el sitio 6 corresponde a agua de buena calidad excepto en los muestreos 3, 7, 8 y 9 que pertenecerían a la clase condicionada (Cuadro 1 y 3).

La SP estima el daño que pudieran ocasionar las sales de mayor solubilidad como son las de cloruros y algunas de sulfatos a las plantas, cuando la humedad del suelo es menor al 50 %. Los valores de SP más altos se registraron principalmente en el sitio 2 y las menores en los sitios 5 y 6 generalmente, así tenemos que los valores van de 0.12 a 8.26 de los sitios 6 y 2 respectivamente. Los sitios 1, 3, 4, 5 y 6 corresponden a la clase de aguas de buena calidad para riego y el sitio 2 a la clase condicionada, excepto en los muestreos 2, 3, 4 y 5 que entran dentro de la clasificación de aguas de buena calidad (Cuadro 1 y 3).

El CSR predice la cantidad de carbonato de sodio que quedará en la solución del suelo después de que se formen los carbonatos de calcio y magnesio, cuando en el agua de riego el contenido de carbonatos y bicarbonatos es mayor al de calcio y magnesio, existe la posibilidad de que se forme carbonato de sodio. Según Palacios y Aceves (1970) el agua con más de 2.5 meq L⁻¹ de CSR no es recomendable para riego. Los valores de CSR de los sitios 1, 2, 3 y 4 se clasifican como aguas no recomendables para riego, el sitio 5 se considera como agua condicionada y el sitio 6 como agua de buena calidad; igualmente los valores más altos se registraron en el sitio 3 con 7.0 meq L⁻¹ y las más bajas en el sitio 5 y 6, principalmente en éste último con algunos valores menores a 0 meq L⁻¹ (Cuadro 1 y 3).

El PSP determina la posibilidad que tiene el Na para desplazar al Ca y al Mg del complejo de intercambio, los valores de PSP fueron de 43.39 a 247.37 % en los sitios 2 y 6 respectivamente; cabe mencionar que en éste caso, los valores más altos se registraron en el sitio 6 y los más bajos en el sitio 2, lo que estaría indicando que existe una mayor posibilidad de sustitución de Ca y Mg en el agua de pozo que en el agua residual. Todos los sitios presentaron valores de PSP mayores al 50 %, excepto el sitio 2 en los últimos 5 muestreos, pero con concentraciones menos a 10 meq L⁻¹ de sodio, por lo que se podrían considerar como agua buena para riego (Cuadro 1 y 3).

El valor mínimo registrado de pH fue de 6.7 en el sitio 4, en el muestreo 2, y el máximo de 8.4 en los sitios 1 y 6, en los muestreos 9 y 7 respectivamente (Cuadro 1 y 3). Por lo que de acuerdo con Moreno (1970 cit. en Méndez *et al.*, 1994b) corresponden a aguas de neutras a ligeramente alcalinas; debido, en parte, a que el Na soluble procedente principalmente de los jabones y detergentes al neutralizarse con los aniones carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos forma sales alcalinas como lo menciona Méndez y Guajardo (1985) que detectaron valores de pH entre 7.4 y 8.1 en agua residual que se utiliza para riego en el Valle del Mezquital, Hgo. Los valores de pH de esta investigación son semejantes a los detectados por Rodríguez *et al.* (1995) en el agua de riego que se emplea en el Valle de Atlixco, Puebla y a las de Méndez *et al.* (1995) en el DDR 030 en Tecamachalco, Pue., ya que los valores fluctuaron de 7.1 a 8.4 y de 7.8 a 8.5 para los dos sitios respectivamente. De igual manera con los resultados obtenidos por autores como Sánchez (1985); Carrillo y Cajuste (1992) y Feigin *et al.* (1979) entre otros, cuyos promedios son muy semejantes entre sí y a la vez con los obtenidos en este estudio, tanto para agua residual como blanca. Por otro lado, los resultados obtenidos están por arriba del pH típico del agua municipal mencionada por Dowdy *et al.* (1976) que reportan promedios de pH de 7.0, y que es finalmente, el principal origen del agua residual en este estudio. Aunque los resultados son más o menos semejantes, las pequeñas diferencias se deben a que el agua residual de la zona de estudio es prácticamente de origen doméstico, mientras que en el Valle del Mezquital además de la de origen municipal o doméstica está la de origen industrial que es un poco más ácida. Por otro lado, con respecto a los valores de pH registrados solo existen diferencias estadísticamente significativas por sitio, entre el sitio 1 y 6 con respecto al sitio 2 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey). Cabe mencionar que los valores de pH más altos se presentaron en las aguas blancas, sitios 5 y 6, alcanzando

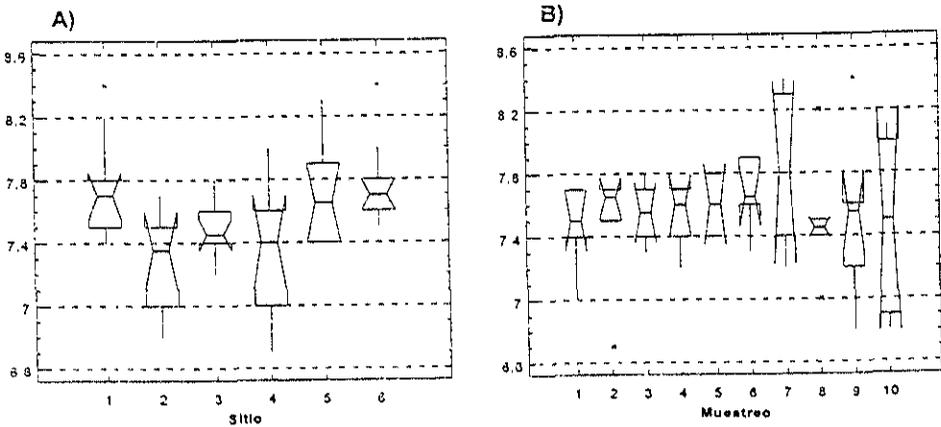


Figura 6. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) del pH.

concentraciones semejantes solo el sitio 1 de agua residual (Cuadro 3 y Fig. 6A). Los valores alcalinos de pH registrados en los sitios 5 y 6 pueden deberse en parte, a que, la zona de estudio está formada geológicamente por sedimentos lacustres aluviales con alto contenido de sales. El sitio 1 incrementó sus valores de pH en los muestreos 8 y 9, algo semejante sucedió en los sitios 5 y 6 incrementándose los valores de pH en los muestreos 7 y 10, a diferencia del sitio 2 que tiende a disminuir su valor a partir del muestreo 4. El sitio 3 tiende a mantenerse constante durante todos los muestreos y el sitio 4 presenta un incremento a través del tiempo hasta el muestreo 7 y de ahí un decremento, llegando a concentraciones muy semejantes a las del primer muestreo (Cuadro 1 y Fig. 6B). Al comparar los resultados obtenidos en éste trabajo con los niveles permisibles por la NOM-CCA-032-ECOL/93, éstos se encuentran dentro de la normatividad, ya que esta Norma tolera hasta 8.5 unidades de pH (Cuadro 7).

Las concentraciones de calcio oscilaron entre 0.7 a 3.2 meq L⁻¹ en los sitios 1 y 6 en los muestreos 2 y 5 respectivamente; mientras los valores de magnesio variaron de 0.2 a 4.4 meq L⁻¹ en el sitio 2 en los muestreos 2 y 1 respectivamente (Cuadro 1). Concentraciones más bajas fueron reportadas por Dowdy *et al.* (1976) en agua municipal, guardando la misma relación entre ambos cationes, es decir, mayor la concentración de magnesio que de calcio, relación que mantienen los resultados obtenidos por Feigin *et al.* (1979) pero con cantidades de magnesio de 7.0 y 7.5 meq L⁻¹ y de calcio hasta 0.3 y 0.1 meq L⁻¹ para agua residual y de pozo respectivamente. En las concentraciones obtenidas por Méndez y Guajardo (1985), además de ser mayores a las obtenidas en este estudio, se invierte la relación de calcio y magnesio llegando a concentraciones de 8.6 y 6.0 meq L⁻¹ para calcio y magnesio respectivamente. Entre los cationes más requeridos por las plantas están el calcio y el magnesio, aunque desafortunadamente, en las muestras analizadas el catión más abundante es el sodio, el cual se discutirá más adelante. Respecto a las concentraciones de calcio y magnesio, Méndez y Guajardo (1985) y Méndez *et al.* (1994b) opinan que no originan ningún problema de toxicidad para las plantas, por el contrario contribuyen elevando el pH del agua y desplazando a los metales pesados de la columna de agua, favoreciendo la precipitación de los metales pesados y su acumulación en los sedimentos de ríos, presas y lagunas; además ya en el suelo, entre mayores sean las concentraciones de calcio y magnesio en el agua de riego, sin llegar a ser aguas duras desde luego, desplazan al sodio de los sitios de intercambio, evitando, el calcio y el magnesio junto con una buena permeabilidad y un buen manejo del suelo, problemas de salinidad, como se ha reportado para el DDR 063 por autores como Mendoza (1981), Méndez (1982) y Sánchez (1985). En general, las concentraciones tanto de calcio como de magnesio son bajas, principalmente en los sitios 1 y 4 para el calcio y los sitios 1 y 5 para el magnesio, y las más altas en los sitios 2 y 3 para ambos cationes (Fig. 7 y 8). Con respecto al calcio, únicamente existen diferencias estadísticamente significativas entre el sitio 1 y los sitios 2, 3, 5 y 6, y el sitio 3 con el 4 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey). El magnesio solamente mostró diferencias estadísticas entre el sitio 1 y los sitios 2 y 3 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey)

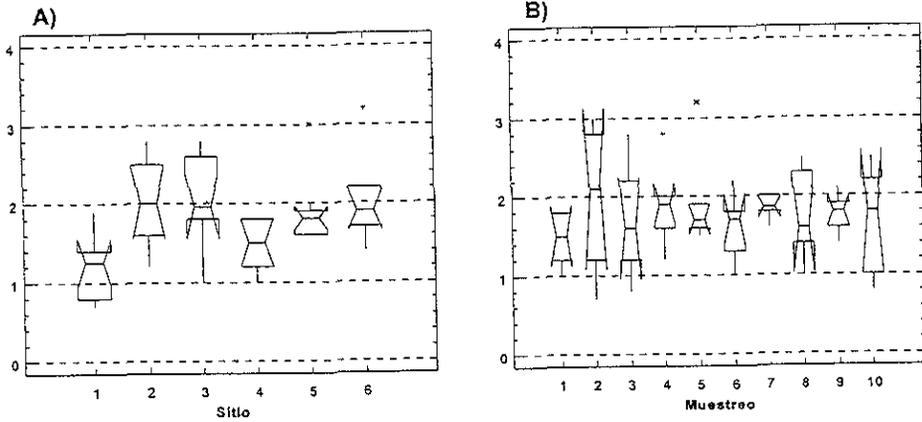


Figura 7. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de calcio, en meq L⁻¹.

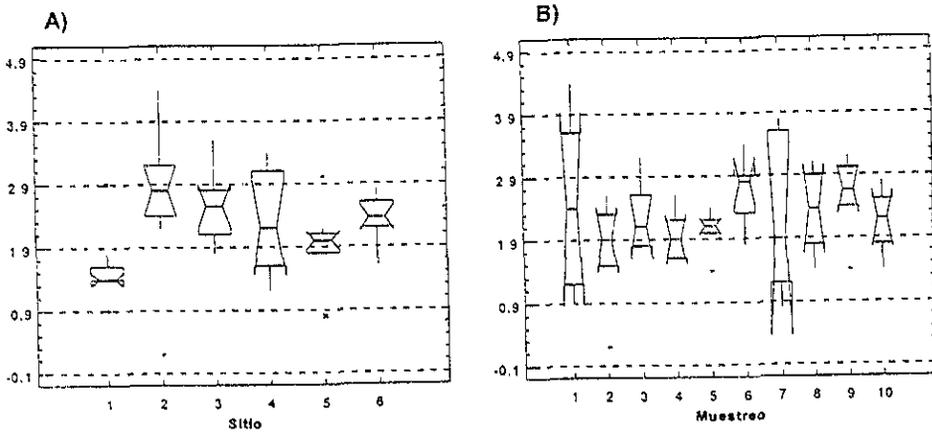


Figura 8. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de magnesio, en meq L⁻¹.

Los valores de sodio detectados fluctuaron de 1.53 a 8.16 meq L⁻¹ que corresponden a los sitios 6 y 2 y a los muestreos 2 y 3 respectivamente. Respecto a los muestreos, en el muestreo 3 se detectaron en general concentraciones altas, mientras los valores más bajos no corresponden a un muestreo específico (Cuadro 1 y Fig 9). Los altos valores detectados de sodio soluble, son preocupables, ya que este catión al

combinarse con otros aniones forma compuestos tóxicos, como ocurre con los carbonatos al formarse carbonato de sodio. Por otro lado, Palacios y Aceves (1970) mencionan que los efectos de sodio en el suelo, por el uso de agua residual con altas concentraciones de este elemento, se pueden contrarrestar con carbonato de calcio. En este mismo sentido, Ortega (1981) y Bohn *et al.* (1993) mencionan que la materia orgánica del suelo ayuda a contrarrestar los efectos de las altas concentraciones de sodio en el suelo. Al compararse los valores detectados de sodio con otros trabajos, se encontró que concentraciones semejantes fueron reportadas por Feigin *et al.* (1979) tanto para el agua residual como para la de pozo con valores promedio de 9.9 y 5.5 meq L⁻¹ respectivamente, además mencionan que el sodio es uno de los elementos que en mayor proporción se adicionan en el agua residual en el orden de 40 a 70 mg L⁻¹; y a las reportadas por Méndez y Guajardo (1985) que obtuvieron concentraciones promedio de 9.35 meq L⁻¹ en el agua residual procedente de la Cd. de México, así como por Ottoboni (1970 cit. en Mascareño, 1974) que registró valores de 7.83 y 5.70 meq L⁻¹ para agua residual de una comunidad de San Francisco y de pozo respectivamente. Por otro lado, las concentraciones de sodio son superiores en varios sitios y muestreos a las detectadas por Méndez *et al.* (1994b) en aguas residuales municipales del río de las Avenidas, sobre todo en los sitios cercanos a Cd. Sahagún y Pachuca donde el agua residual industrial no se ha mezclado, detectándose promedios de 2.404 a 4.217 meq L⁻¹, y únicamente se asemejan los valores de sodio en los sitios donde se ha incorporado al río el agua residual de la zona industrial de Tizayuca, Cd. Sahagún y el área de Tellez, que es la zona más impactada por sales. Las concentraciones de sodio en la zona de estudio son también superiores a las reportadas por Rodríguez *et al.* (1995) para el río Atoyac en el Valle de Atlixco, Puebla donde detectó valores promedio de 2.99 meq L⁻¹, por lo cual debe tenerse mucho cuidado con el empleo del agua

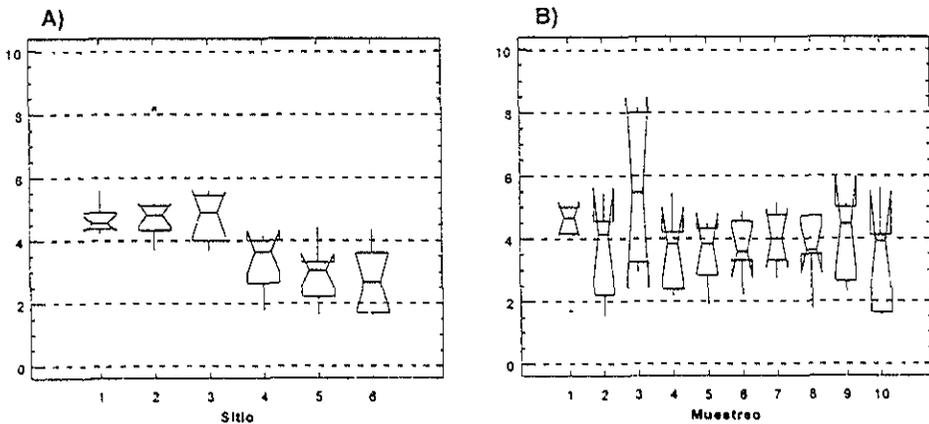


Figura 9. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de sodio, en meq L⁻¹.

residual de la zona, sobre todo en una área donde el problema de salinidad y sodicidad es común (áreas aledañas al Vaso de Texcoco). El posible problema con las cantidades de sodio en el agua residual que se emplea para riego en el Ejido de Boyeros, cuya media en el sitio 2 es de 4.8 meq L^{-1} (Cuadro 3), es considerable, ya que los valores detectados superan inclusive a los valores de sodio típicos en agua municipal reportados por Dowdy *et al.* (1976) que mencionan valores de 2.17 meq L^{-1} de sodio. Los sitios 5 y 6 se encuentran dentro de los límites máximos permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1984 cit. en Chapman, 1992), la Comunidad Europea (CE, 1980 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994 para agua potable, estando muy por debajo de tales límites (Cuadro 7). Como se discutió en párrafos anteriores, desde el punto de vista químico existen grandes diferencias entre sitios como entre muestreos; sin embargo, estadísticamente solo existen diferencias significativas por sitio, entre los sitios 1, 2 y 3 con los sitios 5 y 6 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey).

Las cantidades de potasio variaron de 0.02 a 0.8 meq L^{-1} que corresponden a los sitios 5 y 2 respectivamente, inclusive a lo largo de todos los muestreos, el sitio que presentó los valores más altos de potasio fue el 2, y el sitio 5 el que presentó los valores más bajos (Cuadro 1 y 3 y Fig. 10). Aunque en general, el agua residual de origen municipal es alta en potasio debido al uso de limpiadores, detergentes, e incluso por la materia orgánica, en este caso junto con el sitio 2, están los sitios 1, 3 y 4 que presentaron cantidades considerables de este elemento, lo cual es bueno desde el punto de vista agrícola, ya que es uno de los elementos más requeridos por las plantas, superado únicamente por el calcio, magnesio y fósforo. Aún cuando se pueden considerar bajos los valores de potasio en el agua, según Dowdy *et al.* (1976) son

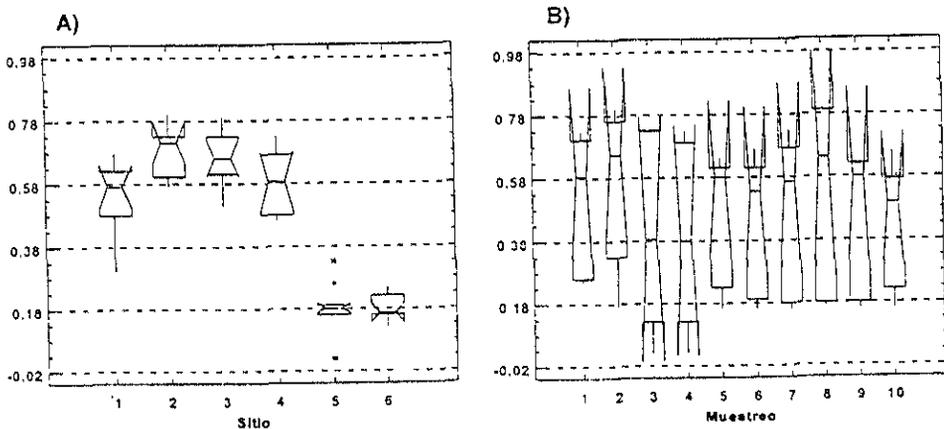


Figura 10. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de potasio, en meq L^{-1} .

mayores a las concentraciones típicas registradas en agua municipal que son del orden de 0.36 meq L^{-1} . Valores semejantes de potasio, a los detectados en este estudio, fueron obtenidos por Feigin *et al.* (1979) de 0.3 a 0.7 y de 0.1 a 0.2 meq L^{-1} para agua residual y de pozo respectivamente. Por otro lado, Ottoboni (1970 cit. en Mascareño, 1974) obtuvo concentraciones de potasio del orden de 0.30 y 0.03 meq L^{-1} en el agua residual y de pozo respectivamente, siendo menores que las aquí reportadas. Por la gran variabilidad de los resultados, el potasio es el que presenta las mayores diferencias estadísticas, sobre todo entre el sitio 1 con los sitios 2, 3, 5 y 6, y los sitios 2, 3 y 4 contra los sitios 5 y 6 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey).

A los bicarbonatos se les detectó del orden de 2.2 a 11.13 meq L^{-1} en los sitios 6 y 2 en los muestreos 2 y 3 respectivamente (Cuadro 1). Los bicarbonatos fueron los iones más abundantes, tanto de los cationes como de los aniones, sobretodo en los sitios 2 y 3 que fue donde se detectaron los valores más altos durante todos los muestreos, y las más bajas en los sitios 5 y 6 (Cuadro 3 y Fig. 11). Los bicarbonatos junto con el sodio son los iones que podrían limitar el uso de ésta agua para riego. Las concentraciones de bicarbonatos concuerdan con las reportadas por Rodríguez *et al.* (1995) en el río Atoyac, ya que estos autores reportan concentraciones entre 1.53 y 10.75 meq L^{-1} . Sin embargo, estas concentraciones son superiores a las obtenidas por Méndez *et al.* (1994b) para el agua residual del río de las Avenidas, que mencionan un valor promedio de 5.58 meq L^{-1} . Concentraciones semejantes a las obtenidas en este estudio, fueron registradas por los siguientes autores: Feigin *et al.* (1979) con valores promedio de 9.7 y 12.0 meq L^{-1} para agua procedente de una planta de tratamiento y de 3.0 y 3.9 meq L^{-1} para agua de pozo; Mascareño (1974) de 9.07 y 3.5 meq L^{-1} para agua residual y de pozo respectivamente; y Méndez y Guajardo (1985) con un valor

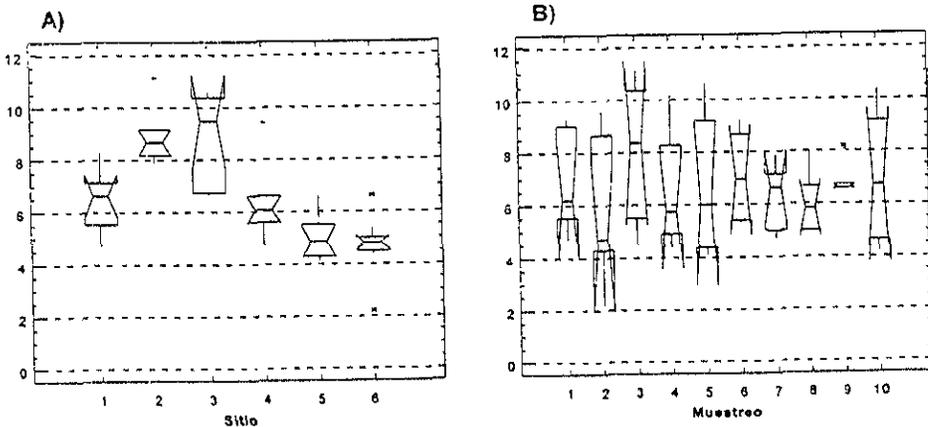


Figura 11. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de bicarbonatos, en meq L^{-1} .

promedio de 6.61 meq L^{-1} de bicarbonatos en agua residual. En aguas ricas en iones bicarbonato existe la tendencia de que el calcio y el magnesio se precipiten en forma de carbonatos, y a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada, las concentraciones de calcio y magnesio se van reduciendo, aumentando así la proporción relativa de sodio. Palacios y Aceves (1970) usan tres términos al referirse a esta reacción y son: Por ciento de Sodio Encontrado (PSE), Por ciento de Sodio Posible (PSP) y Carbonato de Sodio Residual (CSR). Según la Prueba de Tukey existen diferencias estadísticamente significativas entre el sitio 1 con el 2, 3 y 6; los sitios 2 y 3 contra los sitios 4, 5 y 6 (Cuadro 5).

Los cloruros analizados variaron de 0.04 meq L^{-1} en el sitio 6 (muestreo 8) a 8.16 meq L^{-1} en el sitio 2 (muestreo 7), cabe mencionar que con algunas excepciones, en este último sitio se registraron las concentraciones más altas de cloruros en todos los muestreos, mientras que las más bajas se detectaron en los sitios 5 y 6, los demás sitios mantuvieron concentraciones más constantes en todos los muestreos. (Cuadro 1 y 3 y Fig. 12). En general, los cloruros se encontraron en segundo lugar de abundancia en el agua junto con el sodio, lo cual es común en el agua residual, no obstante que su limitada participación en los procesos biológicos, como en los fenómenos de descomposición, hace que los cloruros se consideren uno de los aniones inorgánicos que se presentan en mayor concentración en las aguas naturales y de desecho, puesto que los métodos convencionales de tratamiento no eliminan cantidades importantes de cloruros, concentraciones de cloruros superiores a la usual podrían determinar que dichas aguas no sean utilizadas en la agricultura, ya que un alto contenido de cloruros en el agua puede afectar la calidad del agua subterránea (Feigin et al., 1979). El caso contrario sucedió en la salida de la planta sitio 3, con respecto al sitio 2, pues se

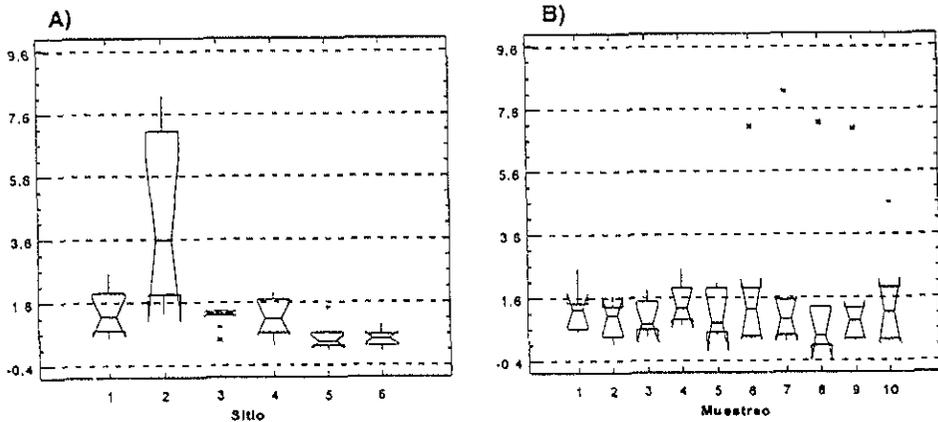


Figura 12. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de cloruros, en meq L^{-1} .

observó una disminución en la concentración de cloruros en éste último. A excepción del sitio 2, los resultados obtenidos son semejantes a los detectados por Rodríguez *et al.* (1995) y Méndez *et al.* (1996) que detectaron concentraciones de cloruros en aguas residuales del río Atoyac del orden de 0.2 a 6.9 y de 0.24 a 5.46 meq L⁻¹ respectivamente; y a los 10.93 y 0.12 meq L⁻¹ para agua residual y de pozo reportados por Mascareño (1974); pero en general coinciden con Méndez *et al.* (1994b) que detectó de 1.91 a 6.61 meq L⁻¹ en agua del río de las Avenidas de Pachuca y con Méndez y Guajardo (1985) con valores de 3.45 a 10.34 meq L⁻¹ en el agua residual procedente de la Cd. de México, y menores a las reportadas por Feigin *et al.* (1979) en agua residual que llegan a ser de 12.9 meq L⁻¹ y de 6.1 meq L⁻¹ para el agua de pozo. Si se comparan los valores obtenidos de cloruros en este trabajo con los límites máximos permisibles de la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y NOM-127-SSA1-1994 para agua potable, los sitios 5 y 6 se encuentran dentro de la norma (Cuadro 7), y la CE-CCA-001/89 para agua residual, se observa que las concentraciones detectadas en el sitio 2 durante los últimos 5 muestreos superan los 147.5 mg L⁻¹ que tolera este criterio. Por lo cual, debe tenerse cuidado con este anión, ya que según la clasificación de Palacios y Aceves (1970), de 1-5 meq L⁻¹ de cloruros pertenecen a la clase condicionada. Finalmente, considerando que solo en el sitio 2 se presentaron altas concentraciones y que a partir del sitio 3 estas disminuyeron considerablemente, se puede decir que no habrá problemas en los cultivos al usar éstas aguas en el riego. Estadísticamente solo existen diferencias significativas entre el sitio 2 con respecto a los demás sitios (Cuadro 5 y Prueba de Tukey).

Las concentraciones de sulfatos fluctuaron de trazas en los sitios 2 y 3, en los muestreos 6, 8 y 9, a 2.63 meq L⁻¹ en el sitio 5, en el muestreo 5. Las cantidades de sulfatos detectadas, a excepción del sitio 1, fueron muy heterogéneas; pero en general, las concentraciones más bajas se detectaron en los sitios 2 y 3, durante todos los muestreos, y las más altas en los sitios 1, 5 y 6 (Cuadro 1 y 3 y Fig. 13A). Los valores de sulfatos detectados en este trabajo coinciden con las concentraciones reportadas por Méndez *et al.* (1994b) y Rodríguez *et al.* (1995) que mencionaron valores promedio de 1.10 meq L⁻¹ para el agua residual del río de las Avenidas, Edo. de Hgo., y 2.63 meq L⁻¹ en el agua residual que se emplea para riego en el Ejido Flores Magón en Atlixco, Edo. de Puebla, respectivamente; de igual manera con las reportadas por Mascareño (1974) en el Distrito de Riego 03 en Tula, Hgo. que fueron de 2.64 y 3.6 meq L⁻¹ para agua residual y de pozo respectivamente, registrando también las concentraciones más altas el agua de pozo; y únicamente menores a las obtenidas por Ottoboni (1970 cit. en Mascareño, 1974) en agua residual y de pozo de una comunidad de san Francisco que fueron de 3.88 y 0.45 meq L⁻¹ respectivamente. Al comparar las cantidades de sulfatos del agua de la zona de estudio, con los valores máximos permisibles por el CE-CCA-001/89, para el uso con fines agrícolas, éstas se encuentran por debajo de los 130 mg L⁻¹ que tolera dicho criterio (Cuadro 3). De igual manera, al compararse las concentraciones de los sitios 5 y 6 con los límites establecidos por la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994, éstas se encuentran muy por debajo de los límites; solamente las concentraciones de sulfatos fueron superiores a los límites establecidos por la CE (1980 cit. en Chapman, 1992)(Cuadro7). Las cantidades de sulfatos detectadas en algunos sitios son considerables, sobretodo, como menciona

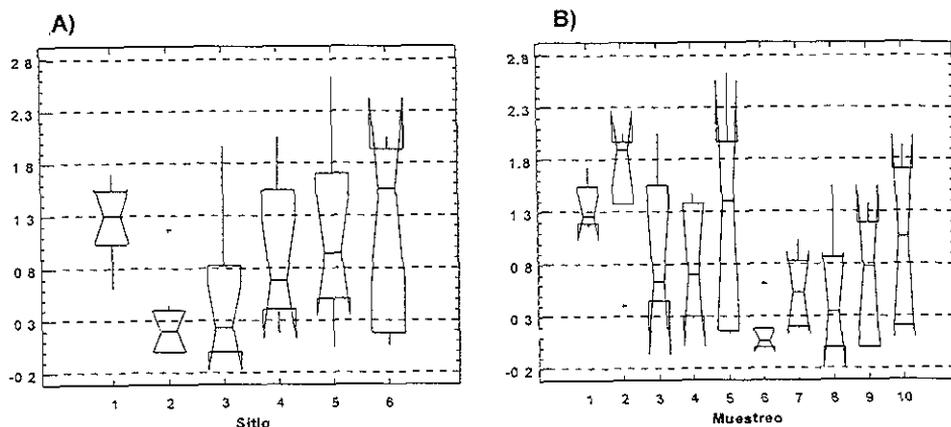


Figura 13. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de sulfatos, en meq L⁻¹.

Méndez y Guajardo (1985), por la existencia de este anión en el suelo y los efectos que origina en las plantas, principalmente al combinarse con el sodio. De acuerdo con la Prueba de Tukey solo existen diferencias significativas entre el sitio 2 y los sitios 1, 5 y 6; además, también se observaron diferencias significativas por muestreo, entre el muestreo 6 y los muestreos 1 y 2 (Cuadro 5). Finalmente, tomando en cuenta que en estas aguas los carbonatos están ausentes, los efectos adversos de las concentraciones de los demás aniones al combinarse con los cationes respectivos disminuyen, ya que la mayoría de las sales que se forman son neutras o ligeramente alcalinas, lo cual se refleja en la salinidad potencial (Bohn *et al.*, 1993).

Respecto al boro, las concentraciones fluctuaron de trazas en los sitios 3, 4, 5 y 6, en los muestreos 6, 7 y 8, a 1.23 mg L⁻¹ en el sitio 1, en el muestreo 10 (Cuadro 1). En general, los resultados fueron heterogéneos en los últimos 6 muestreos, en comparación con los primeros cuatro donde las concentraciones fueron más homogéneas (Fig. 14B). Las cantidades de boro detectadas fueron semejantes a las registradas por el Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables (IMRNR) en el agua usada para riego en el Valle del Mezquital, desde 1964 hasta más 1968, que van de 0.66 a 2.43 mg L⁻¹ de boro (Hadas y Hagin, 1971 cit. en Mascareño, 1974). Las concentraciones de boro en la zona de estudio son superiores a las reportadas por Frías (1990) que obtuvo 0.5 y 0.25 mg L⁻¹ en agua residual y de pozo respectivamente; a las de Méndez *et al.* (1994b) y Méndez *et al.* (1996) para aguas residuales del río de las Avenidas en Pachuca y para el río Atoyac en el Edo. de Puebla, que detectaron valores que fluctuaron de 0.01 a 0.33 y de 0.025 a 0.450 mg L⁻¹ respectivamente. De acuerdo con los valores que aparecen en el Cuadro 1, durante los primeros 4 muestreos las cantidades de boro están en el límite que establece el CE-CCA-001/89

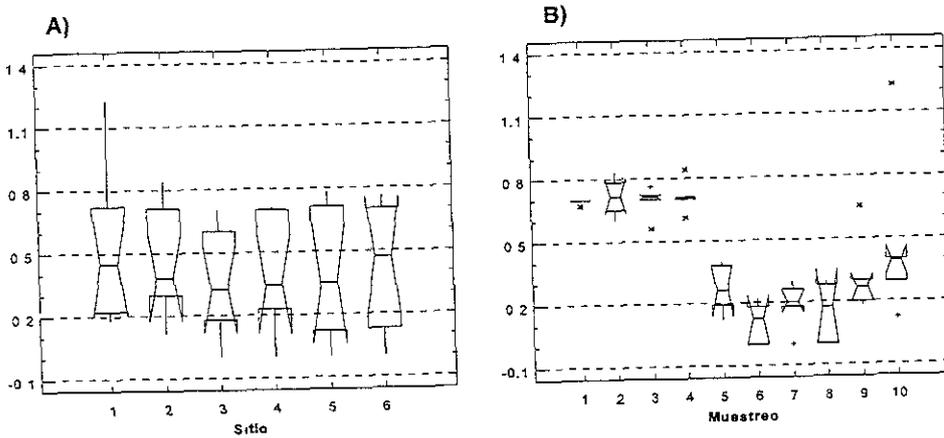


Figura 14. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de boro, en mg L⁻¹.

para aguas con fines de uso agrícola de 0.70 mg L⁻¹; y con respecto al agua potable, solamente la CE (1980 cit. en Chapman, 1992) establece límite para este parámetro de 1 mg L⁻¹, por lo que las concentraciones de boro en los sitios 5 y 6 se encuentran dentro del límite (Cuadro 3 y 7). No obstante, de acuerdo con varios autores entre los cuales esta Palacios y Aceves (1970), el agua de desecho que se emplea para riego en el Ejido de Boyeros no es adecuada para cultivos sensibles al boro y únicamente es aceptable para cultivos tolerantes y semitolerantes; sin embargo, al compararse estas concentraciones con el límite máximo permisible por la NOM-CCA-032-ECOL/93 que tolera hasta 1.5 mg L⁻¹, las concentraciones de boro están dentro de norma (Cuadro 3 y 7). Estadísticamente, se observaron diferencias significativas entre los primeros cuatro muestreos y los restantes, y entre el muestreo 10 y los muestreos 6 y 8 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey). Por otro lado, de acuerdo con Cruz (1989) las altas concentraciones de boro en sitios donde existen altas cantidades de calcio no debe ser muy preocupante, ya que al reaccionar el boro con el calcio se forman complejos insolubles, lo que disminuye sus efectos nocivos en los cultivos.

El fósforo es un elemento común en el agua residual, su aportación doméstica es principalmente por jabón, detergente y en la industria por el teñido, debido a sus bajas concentraciones y a que resulta benéfico para el crecimiento de las plantas, no es necesario recomendar un nivel máximo (SARH, 1980). Las concentraciones de fósforo van de 0.02 en el sitio 5, muestreo 7, a 14.20 mg L⁻¹ en el sitio 1, muestreo 10, éste último con un valor promedio de 3.64 mg L⁻¹ (Cuadro 1 y 3) En el cuadro 1, se observa la heterogeneidad de resultados, tanto entre los sitios como entre los muestreos, por lo que se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el sitio 1 (las más altas concentraciones) con respecto a los sitios 5 y 6 (las más bajas concentraciones), y

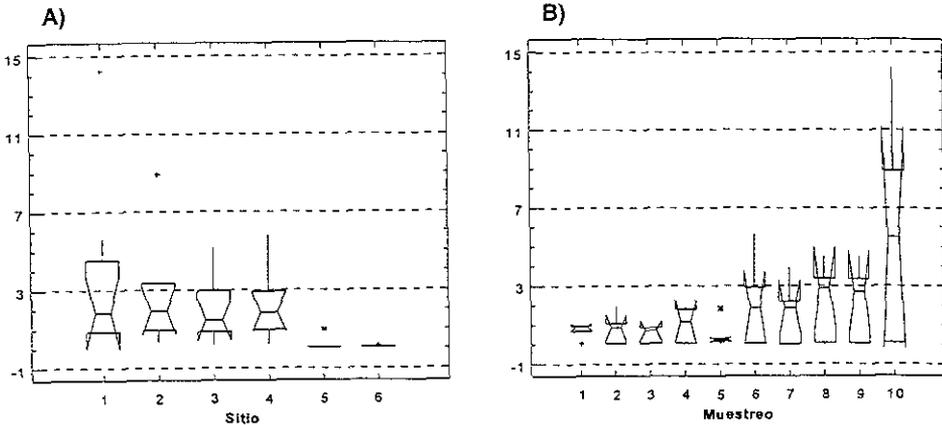


Figura 15. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de fósforo, en mg L⁻¹.

entre el muestreo 10 con respecto a los muestreos 1, 2, 3, 4, 5 y 7 (Cuadro 5 y Prueba de Tukey). En general, los datos presentan una ligera tendencia a incrementarse a través del tiempo, principalmente en el muestreo 10 (Fig. 15B). Dowdy *et al.* (1976) encontraron que, con respecto a los efectos del fósforo en la agricultura, la disminución del crecimiento del frijol se presentó sólo cuando las concentraciones de fósforo fueron tan altas que hace necesario eliminar totalmente la fuente de fertilizante con fósforo. Las concentraciones de fósforo obtenidas son menores, con excepción del sitio 1 en el muestreo 10, que los 10 mg L⁻¹ mencionados por Dowdy *et al.* (1976) en agua municipal; también para las concentraciones típicas de efluentes de tratamiento primario mencionadas por Feigin *et al.* (1979) que van de 5 - 17 mg L⁻¹; de igual modo con los resultados detectados por Martínez (1985 cit. en Cruz, 1989) de 20 mg L⁻¹ en el agua residual de la Cd. de México. Concentraciones semejantes a las registradas en el presente estudio fueron reportadas por Frías (1990) que menciona concentraciones de 12.6 y 3.7 mg L⁻¹ de fósforo en agua residual y del efluente de una planta de tratamiento de agua residual, respectivamente. Por otro lado, con respecto al agua potable, la CE (1980 cit. en Chapman, 1992) tolera una concentración máxima de 5 mg L⁻¹, por lo que las concentraciones de los sitios 5 y 6 están muy por debajo de dicho límite (Cuadro 3 y 7).

Las concentraciones de nitritos se registraron de trazas en los sitios 5 y 6, en la mayoría de los muestreos, a 0.42 mg L⁻¹ en el sitio 5, en el muestreo 8 (Cuadro 1). Las concentraciones de nitritos detectadas en esta investigación son muy inferiores a las reportadas por Méndez *et al.* (1994b) en aguas residuales del río de las Avenidas en Pachuca que detectaron hasta 14.13 mg L⁻¹, y un valor promedio de 3.66 mg L⁻¹.

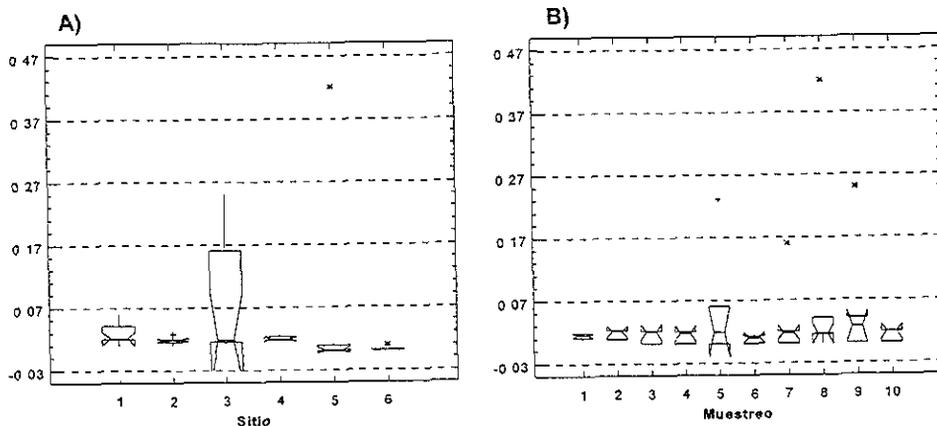


Figura 16. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de nitritos, en mg L^{-1} .

Martínez (1985 cit. en Cruz, 1989) también registró concentraciones trazas de nitritos en el agua residual procedente de la Cd. de México. Las bajas concentraciones de nitritos se deben a su rápida transformación a nitratos, por lo que algunos autores no los consideran como un parámetro importante para evaluar la calidad de las aguas (Cruz, 1989). Al comparar los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles para agua potable, las concentraciones de los sitios 5 y 6 se encuentran dentro de los límites establecido por la CE (1980 cit. en Chapman, 1992) y por la NOM-127-SSA1-1994, a excepción del sitio 5 en el muestreo 8 donde se rebasan los límites (Cuadro 1, 3 y 7). Desde el punto de vista estadístico, no hubieron diferencias significativas entre sitios, ni entre muestreos (Fig. 16, Cuadro 5 y Prueba de Tukey).

Las concentraciones de nitratos fueron de trazas en el sitio 4, muestreos 6 y 8, y en el sitio 3, muestreo 9, a 4.2 mg L^{-1} en el sitio 5 de agua potable, muestreos 8 y 9 (Cuadro 1). Cabe mencionar que las mayores concentraciones de nitratos se registraron en las aguas limpias, sitios 5 y 6, y no en las residuales como era de esperarse (Cuadro 3 y Fig. 17A). Estadísticamente, se hacen evidentes las diferencias entre los sitios de aguas residuales con respecto a el agua potable; además, las concentraciones de nitratos en el sitio 5 son significativamente mayores a las del sitio 6 (Cuadro 3 y 5 y Prueba de Tukey). Con base en los resultados obtenidos, los 4.2 mg L^{-1} de nitratos en el agua no tienen ninguna restricción para su uso (NOM-127-SSA1-1994-). Tales concentraciones en el agua potable pueden reflejar alguna contaminación del acuífero por un exceso de fertilización en éste ejido o bien por el consumo de nitratos en el agua residual por bacterias lo cual provocaría una disminución en su concentración. Por otro lado, las concentraciones detectadas en este trabajo son inferiores a las reportadas por Méndez *et al.* (1994b) en aguas residuales del río de las Avenidas en Pachuca, que

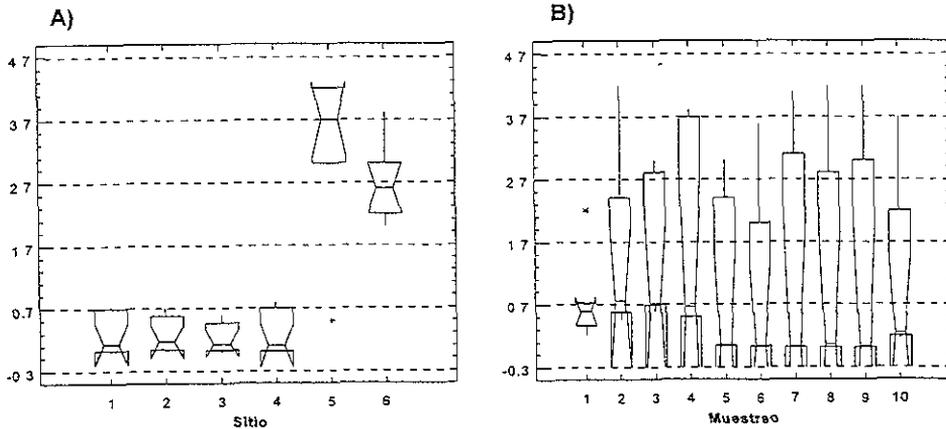


Figura 17. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de nitratos, en mg L⁻¹.

detectó cantidades de 4.01 mg L⁻¹, las cuales únicamente son comparables con el sitio 5 en algunos muestreos. En general, las concentraciones de nitratos son inferiores al límite máximo permisible por la NOM-127-SSA1-1994 que tolera máximo 10 mg L⁻¹ de nitratos en agua potable (Cuadro 3 y 7).

Las concentraciones de las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) fluctuaron de trazas en los sitios 5 y 6, en los muestreos 4 y 5 respectivamente y en ambos sitios en los muestreos 6, 7, 8 y 9, a 5.3 mg L⁻¹ en el sitio 4, en el muestreo 2, cabe mencionar que tanto en este sitio como en este muestreo se registraron las concentraciones más altas (Cuadro 2 y 4 y Fig. 18). De acuerdo con el ANDEVA y la Prueba de Tukey, se sabe que existen diferencias estadísticamente significativas entre el muestreo 2 con el muestreo 6 y en los sitios 1, 2, 3 y 4 con los sitios 5 y 6 (Cuadro 6 y Fig. 18). Según Robeck *et al.* (1963 cit. en Méndez *et al.*, 1994a), estas concentraciones de detergentes estimulan el crecimiento de maíz, frijol, chicharo, cebada, alfalfa y lechuga; y de acuerdo con experimentos a nivel invernadero en alfalfa, cebada y lechuga, Méndez *et al.* (1994a) mencionan que no hay efectos negativos. Sin embargo, también se ha demostrado que concentraciones de 5 mg L⁻¹ de A.B.S., aunque estimulan el crecimiento de ciertos cultivos, generan daños severos de clorosis. Lemke y Mount (1963 cit. en Méndez *et al.*, 1994a) demostraron en bioensayos de distinta duración que los detergentes de tipo A.B.S. en concentraciones mayores a 3 mg L⁻¹ afectan principalmente a los peces. Por otro lado, las concentraciones de detergentes son muy inferiores a las detectadas por Méndez y Guajardo (1985) que detectaron concentraciones de A.B.S. promedio de 47.2 mg L⁻¹ en el agua residual procedente de la Cd. de México; Méndez *et al.* (1990 cit. en Méndez *et al.*, 1994a) que mencionan hasta 17 mg L⁻¹ para las aguas residuales que se emplean en el Valle del

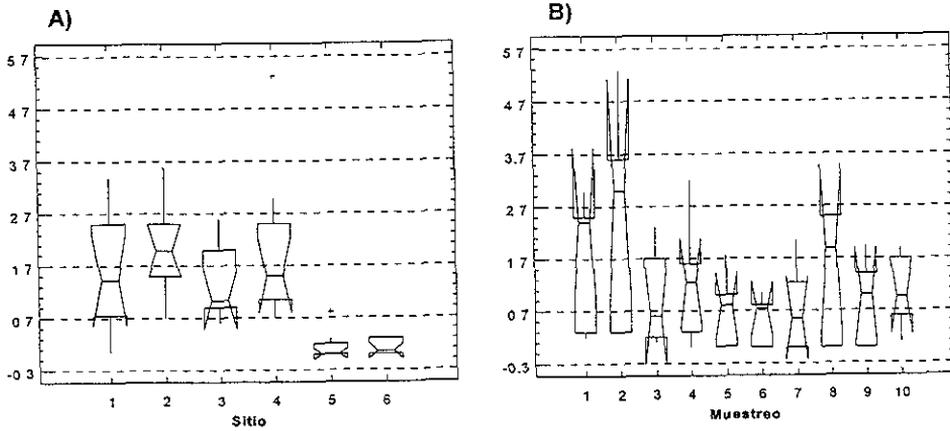


Figura 18. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de SAAM, en mg L^{-1} .

Mezquital, Hidalgo; son también inferiores a las detectadas por Sánchez (1985) que registró concentraciones de 15.95 mg L^{-1} en el agua de riego del Valle del Mezquital y por Mascareño (1974) que obtuvo 10.12 mg L^{-1} de A.B.S. en el agua residual procedente de la Cd. de México utilizada para riego en el Distrito de Riego 03 en Tula, Hgo. Comparando los resultados obtenidos de SAAM con los requeridos por la CE (1980 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994 para agua potable, observamos que los sitios 5 y 6 en promedio están dentro de la norma, ya que ambos criterios toleran 0.2 y 0.5 mg L^{-1} de SAAM respectivamente (Cuadro 4 y 7).

Las grasas y aceites se registraron de 4.1 en el sitio 6, en el muestreo 2, a 298.4 mg L^{-1} en el sitio 1, en el muestreo 4 (Cuadro 2). Según la Prueba de Tukey, las diferencias estadísticas se observaron entre los sitios 1, 2 y 4 con los sitios 3, 5 y 6, y el sitio 2 con respecto al sitio 1 (Cuadro 6 y 4). En general, se presentaron concentraciones semejantes en los sitios 3, 5 y 6, siendo en estos sitios donde se detectaron los valores más bajos, lo cual indica que si hubo una disminución en la concentración de grasas y aceites del sitio 2 al sitio 3 con el tratamiento primario que recibe el agua residual en la planta (Fig. 19). Sánchez (1985) menciona concentraciones de grasas y aceites de 23.0 mg L^{-1} en los canales de riego (mezcla de agua residual proveniente de la Cd. de México con agua de pozo) en el Valle del Mezquital. Guizar (1988) obtiene concentraciones de grasas y aceites de 400 mg L^{-1} en el agua que abastece al Distrito de Riego 056 Atoyac - Zahuapan. Por lo que a excepción de lo detectado por Sánchez (1985), las concentraciones detectadas en esta investigación son inferiores y únicamente se acercan a estas cantidades los sitios 1 y 4 en algunos muestreos (Cuadro 2 y 4). Martínez (1985 cit. en Cruz, 1989) obtuvo concentraciones promedio de 100 mg L^{-1} de grasas y aceites en el agua residual

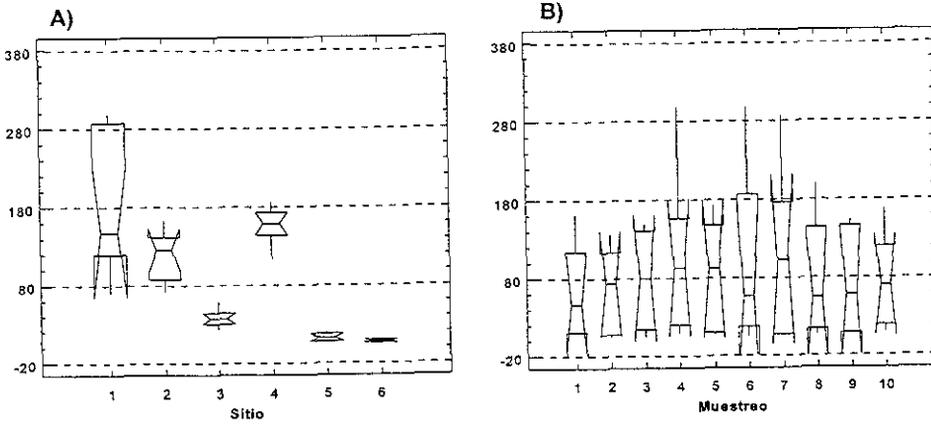


Figura 19. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de grasas y aceites, en mg L⁻¹.

procedente de la Cd. de México. Finalmente, Feigin *et al.* (1991) consideran concentraciones de grasas y aceites mayores a 152 mg L⁻¹ como altas, por lo que en algunos muestreos las concentraciones de los sitios 1 y 4 se consideran altas, debido a un mal manejo de estas tanto en los comercios como en las casas habitación; dichas cantidades de grasas podrían alterar las propiedades físicas y químicas del suelo, lo cual no ha ocurrido en el Valle del Mezquital en Hgo., ya que en este caso el agua recorre cerca de 200 km durante los cuales las grasas han disminuido gradualmente.

El hierro fue el metal que se encontró en mayor concentración, variando de trazas en todos los sitios a 0.28 mg L⁻¹ en el sitio 6 en el muestreo 9; en general, las concentraciones más altas se registraron en los sitios 2, 3 y 4 (Cuadro 2 y 4 y Fig. 20). Otros autores han reportado valores más altos, como son Feigin *et al.* (1979) con concentraciones de hierro de 103 a 1240 mg L⁻¹ y Sánchez (1985) detectó valores promedio de 12.90 mg L⁻¹ de hierro en el agua de riego utilizada en el Valle del Mezquital. Estadísticamente, solo existen diferencias significativas por muestreo, entre los muestreos 1, 2, 3, 4, 7 y 10 con el muestreo 9; y el muestreo 4 contra los muestreos 6 y 8 (Cuadro 6 y Prueba de Tukey). Los efectos tóxicos en los cultivos regados con agua residual contaminada con hierro se manifiestan en la disminución de la productividad, su precipitación en el suelo podría incrementar la fijación de elementos esenciales tales como el fósforo y el molibdeno (SARH, 1980). Hurtado y Sánchez (1982 cit. en Cruz, 1989) mencionan un límite máximo permisible de hierro en agua de riego de 0.05 mg L⁻¹. De acuerdo con la NOM-CCA-ECOL-032/93 las concentraciones detectadas en éste trabajo son muy inferiores al límite establecido por dicha norma, que es de 5.0 mg L⁻¹ para agua residual; con respecto a la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y a la NOM-127-SSA1-1994, las concentraciones de los sitios 5 y 6 también son

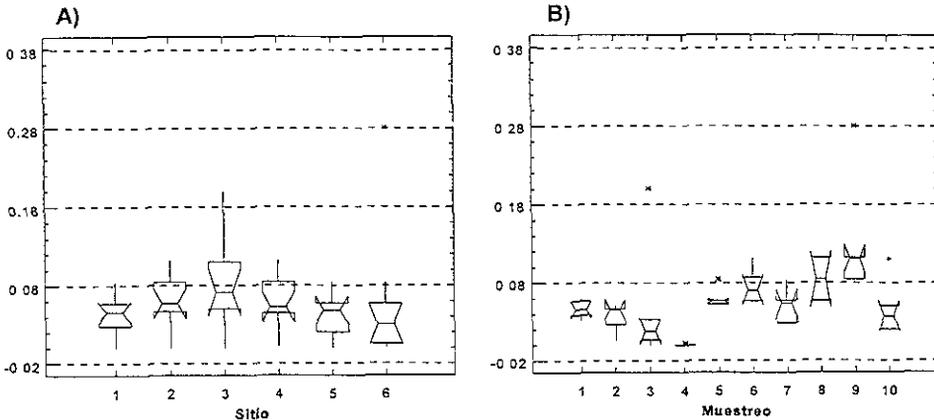


Figura 20. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de hierro, en mg L⁻¹.

inferiores, ya que en éstos se toleran 0.3 mg L⁻¹ de hierro en agua potable (Cuadro 4 y 7).

El segundo elemento en abundancia fue el níquel, que se detectó de trazas en todos los sitios, a partir del muestreo 5, a 0.25 mg L⁻¹ en los sitios 5 y 6 en el muestreo 4 (Cuadro 2 y 4). En general, las concentraciones fueron constantes en todos los sitios durante los primeros cuatro muestreos, con excepción del sitio 2 en el muestreo 2 (Fig. 21B). Las concentraciones registradas en los primeros cuatro muestreos superan a lo reportado por Méndez *et al.* (1994b) y Méndez *et al.* (1996) que detectaron concentraciones de 0.0068 a 0.0651 y de 0.014 a 0.032 mg L⁻¹ respectivamente. Sin embargo, en los últimos 6 muestreos, únicamente se detectaron trazas de níquel en todos los sitios. Estas concentraciones son mayores a las reportadas por Feigin *et al.* (1979) donde menciona que la concentración máxima de níquel presente en el agua residual es de aproximadamente de 0.13 mg L⁻¹; también son mayores a las detectadas por Frías (1990) en el agua residual y en el efluente de una planta piloto de tratamiento, que fueron de 0.107 y 0.012 mg L⁻¹ de níquel respectivamente; y a las detectadas por Carillo *et al.* (1992) de 0.064 y menores a 0.01 mg L⁻¹ de níquel en agua residual y en agua potable respectivamente, utilizadas en el riego del Valle del Mezquital. Concentraciones mayores fueron detectadas por Méndez y Guajardo (1985) las cuales en promedio fueron del orden de 0.56 mg L⁻¹ de níquel en agua residual. Por otro lado, las concentraciones detectadas de níquel en este trabajo están en el límite establecido por la NOM-CCA-032-ECOL/93, que es de 0.20 mg L⁻¹, en los primeros cuatro muestreos; sin embargo, las concentraciones promedio por sitio están muy por debajo de este límite (Cuadro 2, 4 y 7). Estadísticamente, existen diferencias significativas entre los muestreos 1, 2, 3 y 4 con los muestreos 5, 6, 7, 8, 9 y 10 (Cuadro 6, Prueba

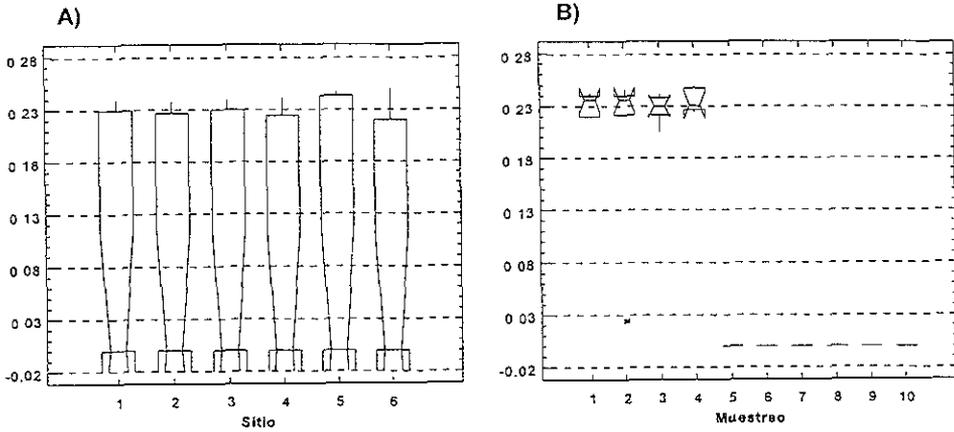


Figura 21. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de níquel, en mg L⁻¹.

de Tukey y Fig. 21). Por otra parte, tomando en cuenta que el níquel no es esencial para los seres vivos, según Page y Chang (1981) en concentraciones de 0.05-1.0 mg L⁻¹ ya se considera tóxico para las plantas y el hombre; en este mismo sentido, Pratt (1972 cit. en Page y Chang, 1981) considera que concentraciones mayores a 0.20 mg L⁻¹ pueden considerarse como tóxicas.

El tercer elemento en abundancia fue el manganeso, presentó un comportamiento antagónico respecto al níquel, se le encontró de trazas en los primeros cuatro muestreos en todos los sitios a 0.14 mg L⁻¹ en el sitio 2, en el muestreo 6 (Cuadro 2 y Fig. 22B). Además, se observó que a partir del muestreo 6 empiezan a disminuir las concentraciones en los sitios hasta el muestreo 10, donde prácticamente las concentraciones son de trazas (Fig. 22B). Las concentraciones de manganeso detectadas en este trabajo, son muy inferiores a las detectadas por Méndez *et al.* (1994b) y Méndez *et al.* (1996) que mencionan hasta 0.4375 y 0.588 mg L⁻¹ para aguas residuales del río de las Avenidas en Pachuca y el río Atoyac en Puebla; y son mayores a las reportadas por Carrillo *et al.* (1992) que detectaron valores de manganeso de 0.085 mg L⁻¹ en agua residual. Al comparar los resultados de este estudio con los límites máximos permisibles para agua potable y residual establecidos por la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992), la NOM-127-SSA1-1994 y la NOM-CCA-032 ECOL/93, todos los sitios están dentro de la norma, ya que toleran 0.1, 0.15 y 0.2 mg L⁻¹ de manganeso respectivamente (Cuadro 7 y 4). Por medio del ANDEVA, se observó que no existen diferencias estadísticamente significativas ni por sitio, ni por muestreo (Cuadro 6). El manganeso es un elemento esencial, por lo que su concentración natural en el suelo es más alta que en el agua residual, su toxicidad generalmente se restringe a suelos

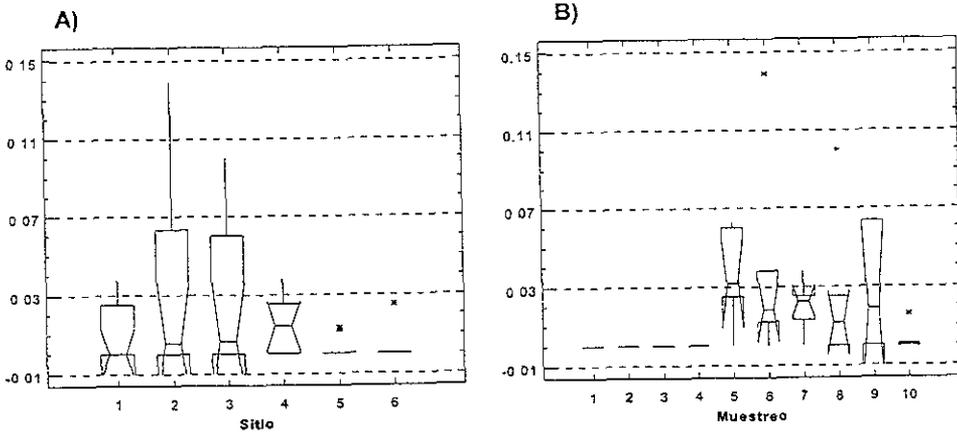


Figura 22. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de manganeso, en mg L⁻¹.

ácidos, cuyas concentraciones son mayores a 0.25 mg L⁻¹ de manganeso, donde pueden originar clorosis (Page y Chang, 1981 y SARH, 1980).

El plomo, al igual que el níquel, presentó dos etapas; en la primera, que comprende los cuatro primeros muestreos, las concentraciones fluctuaron de trazas a 0.070 mg L⁻¹; y en la segunda fase, los últimos 6 muestreos, no se detectaron concentraciones de plomo, en la mayoría de los sitios y muestreos, salvo algunas excepciones donde se le encontró del orden de 0.10 y 0.11 mg L⁻¹ (Cuadro 2 y Fig. 23B). El agua tratada del sitio 3 disminuyó ligeramente su concentración con respecto al sitio 2. Las concentraciones detectadas en este estudio son semejantes a las reportadas por Feigin *et al.* (1979) que son de 0.14 mg L⁻¹ de plomo presentes en agua residual, y son mayores a las detectadas por Méndez y Guajardo (1985), Frías (1990) y Carrillo *et al.* (1992) cuyas concentraciones registradas en agua residual fueron de 0.034, 0.075 y 0.40 mg L⁻¹ de plomo respectivamente. El ANDEVA indica que no existen diferencias estadísticamente significativas (Cuadro 6). El plomo no es un elemento esencial para los seres vivos, pero en la naturaleza su presencia es común, sin embargo, es difícil su asimilación por los cultivos. Su toxicidad en animales es por ingestión directa de forraje de suelos contaminados superficialmente (Page y Chang, 1981). El plomo puede disminuir el crecimiento de las raíces en concentraciones elevadas e inhibir la proliferación celular, es un elemento acumulativo en la cadena alimenticia (SARH, 1980). Hurtado y Sánchez (1982 cit. en Cruz, 1989) mencionan un límite máximo permisible de 0.05 mg L⁻¹ de plomo en aguas residuales; mientras que la NOM-CCA-032-ECOL/93 que tolera 5 mg L⁻¹, por lo cual el agua residual de la zona de estudio es de buena calidad respecto a este elemento. Las concentraciones de plomo detectadas en el agua potable son inferiores a los 0.05 mg L⁻¹ tolerados por la OMS

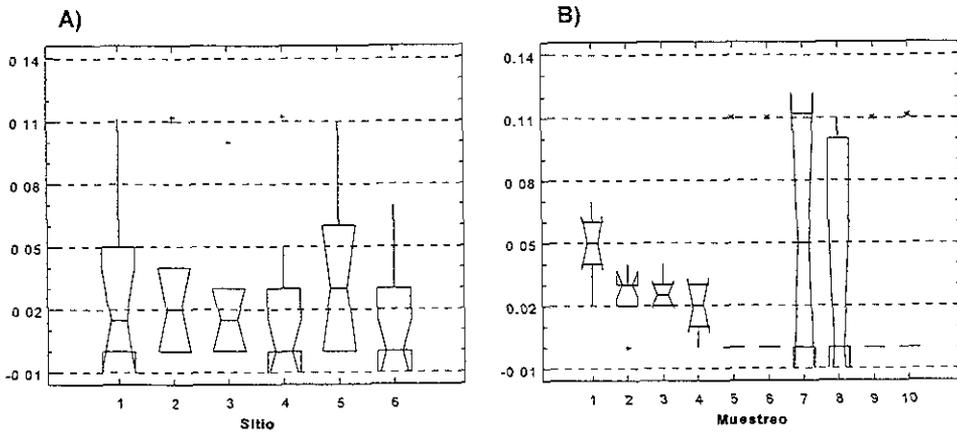


Figura 23. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de plomo, en mg L⁻¹.

(1984 cit. en Chapman, 1992); sin embargo, el sitio 5 sobrepasa los 0.025 mg L⁻¹ que establece la NOM-127-SSA1-1994 (Cuadro 7 y 4).

El Cinc se detectó a partir del muestreo 6 en el sitio 5, en el sitio 4 a partir del muestreo 8 y en los sitios 1 y 6 solo se encontró en los muestreos 9 y 8 respectivamente; mientras la concentración más alta se detectó en el muestreo 9 en el sitio 5, la cual fue de 0.07 mg L⁻¹ (Cuadro 2). Cabe mencionar que las mayores concentraciones se detectaron en el agua potable y no en la residual, principalmente en los últimos cuatro muestreos (Cuadro 4 y Fig. 24A). Concentraciones semejantes fueron detectadas por Méndez y Guajardo (1985) cuyo valor promedio fue de 0.70 mg L⁻¹ de cinc presente en el agua residual. Los valores de cinc reportados son inferiores a los registrados por Feigin *et al.* (1979) y Carrillo *et al.* (1992) con concentraciones de 1.18 y 0.215 mg L⁻¹ en agua residual respectivamente, éste último autor reportó concentraciones promedio de 2.0 mg L⁻¹ en agua potable. Según la Prueba de Tukey, existen diferencias estadísticas significativas en los sitios 2 y 3 (concentraciones traza) con respecto al sitio 5, y entre los sitios 5 y 6 (Cuadro 6 y 4). La SARH (1980) menciona que el cinc puede producir deficiencia de hierro. El cinc es un elemento esencial para las plantas y su acumulación en los cultivos no representa ningún peligro para el hombre. Su toxicidad más aguda ocurre en suelos ácidos. Page y Chang (1981) mencionan un límite máximo permisible de 0.5 a 2.5 mg L⁻¹ en aguas residuales. Sin embargo, en el ámbito oficial los límites máximos permisibles han sido muy variables de 1989 a 1993, pero actualmente la NOM-CCA-032-ECOL/93 tolera hasta 2.0 mg L⁻¹, por lo cual el agua residual utilizada riego en el Ejido de Boyeros no tiene restricciones respecto al cinc, y tampoco el agua potable pues la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994 toleran hasta 5 mg L⁻¹ (Cuadro 7 y 4)

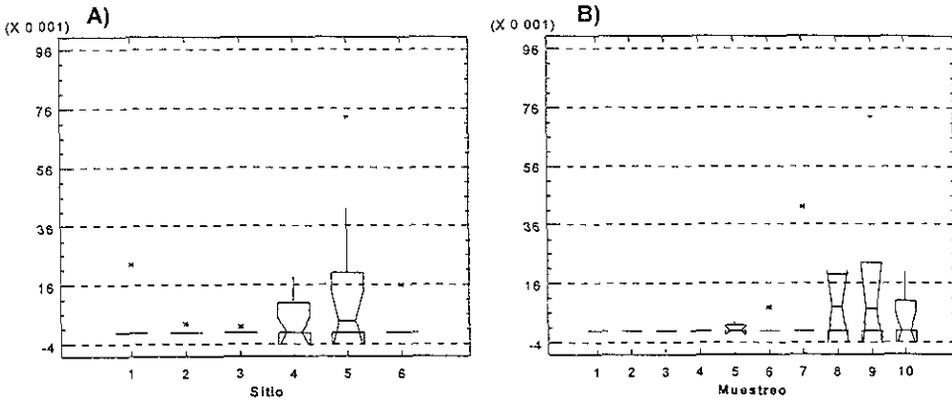


Figura 24. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de cinc, en mg L⁻¹.

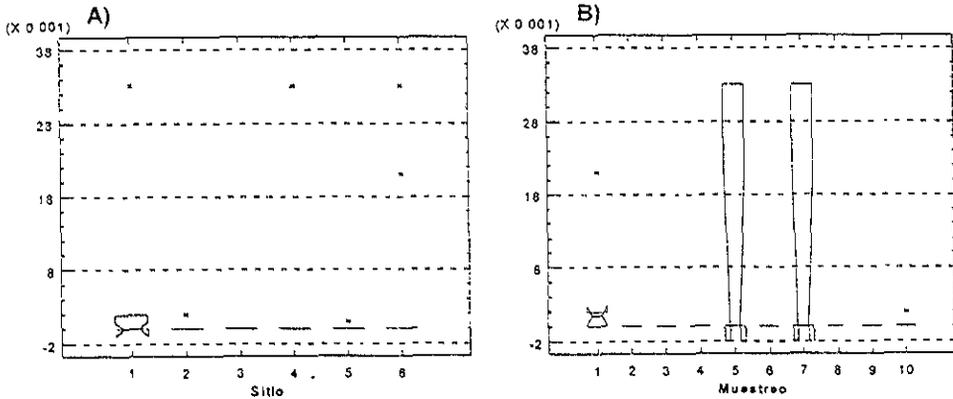


Figura 25. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de cobalto, en mg L⁻¹.

El cobalto solo se registró en concentraciones de traza a 0.03 mg L⁻¹ en los muestreos 1, 4 y 6 (Cuadro 2 y Fig. 25B). Carrillo *et al.* (1992) detectó concentraciones aún menores, del orden de 0.002 mg L⁻¹ en agua residual y menores a 0.001 mg L⁻¹ en agua potable. La contaminación con cobalto se relaciona con la presencia de la industria de galvanizado, fundidoras de metales, etc. De acuerdo al análisis estadístico

no existen diferencias significativas entre sitios, ni por muestreos (Cuadro 6). Los resultados obtenidos son inferiores a los 0.2 mg L^{-1} que tolera la NOM-CCA-032-ECOL/93 (Cuadro 7 y 4).

Al cobre se le detectó en concentraciones de 0.01 a 0.02 mg L^{-1} en los muestreos 5, 7 y 9, siendo el sitio 2 el que presentó las concentraciones de cobre más altas (Cuadro 2 y Fig. 26). Concentraciones semejantes fueron reportadas por Carrillo *et al.* (1992) con valor de 0.019 mg L^{-1} de cobre en agua residual; según la composición típica de agua municipal mencionada por Feigin *et al.* (1979) las concentraciones presentes en el agua estudiada son inferiores, ya que menciona valores promedio de 0.28 mg L^{-1} . Otros autores reportan concentraciones mayores como son: Méndez y Guajardo (1985) con valores de 0.172 mg L^{-1} en agua residual, Frías (1990) detectó 0.133 mg L^{-1} para agua residual y 0.004 mg L^{-1} en el efluente de una planta de tratamiento. De acuerdo al análisis estadístico, no hay diferencias significativas (Cuadro 6). Por otra parte, el cobre es un elemento esencial para las plantas, sin embargo, puede ser tóxico, particularmente en suelos ácidos, cuando se registra en altas concentraciones induce la deficiencia de fósforo. Page y Chang (1981) mencionan que su límite varía de $0.1 - 1 \text{ mg L}^{-1}$ de cobre, y la NOM-CCA-032-ECOL/93 tolera hasta 0.2 mg L^{-1} de cobre en agua residual, curiosamente la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994 toleran hasta 1 y 2 mg L^{-1} de cobre en agua potable, respectivamente (Cuadro 7 y 4), por lo cual el agua analizada en este trabajo no tiene restricciones respecto a este elemento.

El cadmio sólo se detectó en los primeros cuatro meses en concentraciones de 0.01 y 0.02 mg L^{-1} en todos los sitios (Cuadro 2 y Fig. 27B); por lo tanto, existen diferencias estadísticamente significativas entre los primeros cuatro muestreos con los restantes (Cuadro 6 y Prueba de Tukey). Pratt (1972 cit. en Page y Chang, 1981) y la NOM-CCA-032-ECOL/93 toleran 0.01 mg L^{-1} de Cd en agua residual, respecto al agua potable la OMS (1984 cit. en Chapman, 1992) y la NOM-127-SSA1-1994 toleran 0.005 mg L^{-1} (Cuadro 7 y 4), por lo que el agua de riego de la zona de Boyeros se encontró excedida en cadmio durante los primeros 4 muestreos. Las concentraciones de cadmio detectadas en los primeros cuatro muestreos son superiores a las detectadas por Méndez *et al.* (1992) y Méndez *et al.* (1996) que reportan hasta 0.0089 y 0.0024 mg L^{-1} respectivamente. Carrillo *et al.* (1992) registraron 0.013 mg L^{-1} en agua residual y concentraciones menores a 0.01 mg L^{-1} en agua potable, las cuales se asemejan a las obtenidas en este estudio. Por otro lado, Frías (1990) reportó concentraciones de 0.28 mg L^{-1} en agua residual y 0.002 mg L^{-1} en el efluente de una planta de tratamiento. Respecto al cadmio y al plomo en el medio ambiente, no es de extrañarse que estos elementos sean comunes en las zonas más remotas del planeta, lo que nos debe de preocupar es cuando estos elementos se detectan por arriba de los límites máximos permisibles, como ocurrió en este trabajo en la época de estiaje y esto se explica, por que la zona de estudio esta muy próxima a las carreteras, donde las actividades vehiculares son intensas lo que se relaciona con las altas concentraciones de cadmio y plomo en el agua.

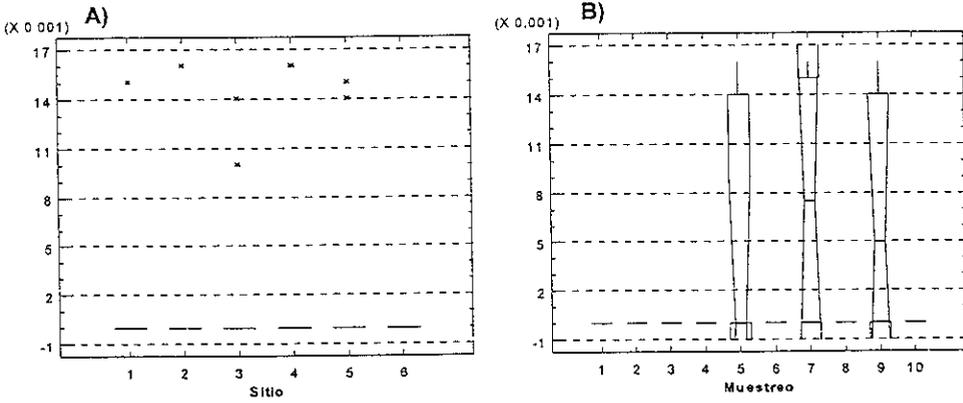


Figura 26. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de cobre, en mg L⁻¹.

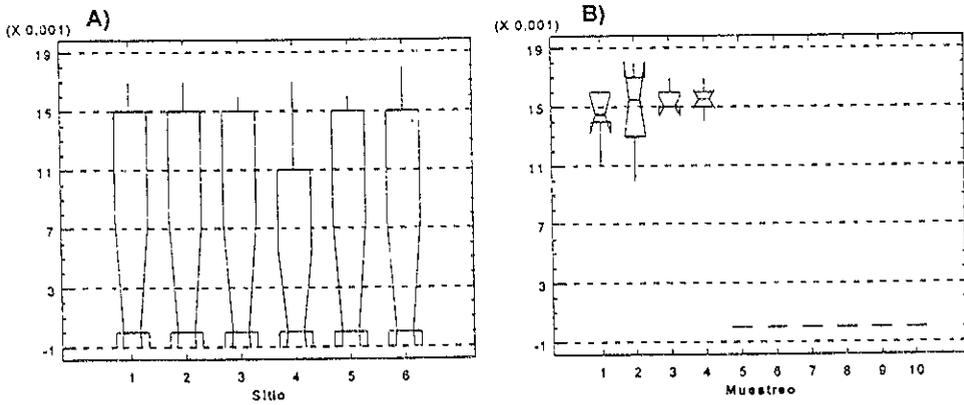


Figura 27. Comportamiento espacial (A) y temporal (B) de la concentración de cadmio, en mg L⁻¹.

Respecto al cromo, este elemento es de los más tóxicos en el medio ambiente, sobre todo el cromo hexavalente, que es la forma iónica más dañina para los seres vivos, afortunadamente en el agua no se detectó (Cuadro 2).

9

CONCLUSIONES

El agua empleada para riego agrícola en el Ejido de "Boyeros" procedente de la UACH y las colonias aledañas presentó valores de pH ligeramente alcalinos y contrario a lo esperado, dicha tendencia fue mayor en el agua potable que en las residuales, lo cual puede deberse a las condiciones de salinidad y sodicidad propias del sitio de estudio.

La Conductividad Eléctrica fue mayor en las aguas residuales que en el agua potable y estuvo determinada principalmente por los iones bicarbonatos, cloruros y sodio debido a que son los más abundantes en estas aguas a diferencia del calcio, magnesio, potasio y boro que se registraron en bajas concentraciones.

Los nitratos sulfatos y nitritos se registraron en bajas concentraciones, cabe mencionar que los nitratos y los sulfatos fueron más altos en el agua potable en comparación con las residuales, pero no se espera tener problemas de contaminación de acuíferos por nitratos.

Los Fosfatos y el SAAM fueron más altos en las aguas residuales, lo cual concuerda con el uso de limpiadores domésticos en las colonias aledañas a la Universidad

Las mayores concentraciones de grasas y aceites se registraron en el agua residual, debido en parte a un mal manejo de estas tanto en los comercios como en las casas habitación. Además, se observó una disminución en su concentración después del tratamiento de esta agua.

Los metales en el agua presentaron un comportamiento heterogéneo, a excepción del hierro que fue homogéneo. El cadmio, níquel y plomo se registraron únicamente en los primeros cuatro muestreos, mientras que el cobre, manganeso y zinc se registraron en los 6 últimos. El cobalto se registró sólo en algunos muestreos en los sitios 1, 4 y 6. Por otro lado, únicamente el plomo y el manganeso registraron una disminución en su concentración debido al tratamiento. Finalmente, el cromo no se detectó en ningún sitio debido a que no hay actividad industrial en la zona de Texcoco.

La calidad química del agua que se utiliza con fines agrícolas en el Ejido de "Boyeros" se considera, de acuerdo a Palacios y Aceves (1970), a los sitios 1, 2, 3 y 4 como de clase condicionada y no recomendables por el efecto del sodio sobre las propiedades físicas del suelo, y a los sitios 5 y 6 como de clase buena, pero condicionada por su concentración de boro. Por otro lado, la USDA (1954) clasifica a el agua residual como de la clase C3S1 agua altamente salina y baja en sodio, y a el agua potable como de la clase C2S1 agua de salinidad media y baja en sodio. Por lo cual, se debe tomar en cuenta el tipo de suelo y cultivo a regar para determinar la conveniencia del uso de esta agua para fines agrícolas en el Ejido de "Boyeros".

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, las concentraciones de grasas y aceites de los sitios 1, 2, 3 y 4 se encuentran fuera del límite.

10

BIBLIOGRAFÍA

- Anguiano, L. J. (1984). Evaluación de la metodología de diluciones sucesivas de aguas freáticas y aguas negras, en los suelos salinos sódicos del ex-lago de Texcoco. Tesis Profesional de Ing. Agrónomo Especialista en Suelos. UACH. Edo. de México. 143 pp.
- APHA-AWWA-WPCF (1980). Standard methods for the examination of water and wastewater. Amer. Public. Health Asoc. Washington D.C., USA. 1134 pp.
- Bautista H., J. (1988). Las aguas residuales y su efecto en el ensalitramiento del suelo. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas, México. p. 278-281.
- Bielorai, H.; I. Vaisman y A. Feigin (1984). Drip irrigation of cotton with treated municipal effluent: I yield response. J. Environ. Qual. 13(2):231-234.
- Bohn, H. L.; B. L. Mc Neal y G. A. O'Connor (1993). Química de Suelos. Ed. Limusa, S. A. 370 pp.
- Carrillo G., R. y L. J. Cajuste (1992). Heavy metals in soils and alfalfa (*Medicago sativa* L.) irrigated with three sources of wastewater. J. Environ. Sci. Health A27(7):1771-1783.
- Carrillo G., R.; L. J. Cajuste y L. Hernández H. (1992). Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. Terra 10(2):166-173.
- CE-CCA-001/89. Criterios ecológicos de calidad del agua. Diario Oficial de la Federación, 2 de diciembre de 1989.
- Chapman, D. (1992). Water quality assessments. Chapman & Hall, UNESCO/WHO/UNEP. London, Great Britain. p. 72-74

- Cruz B., R. (1989).** Las aguas residuales tratamiento y uso agropecuario. Tesis Profesional de Ing. Agrónomo Especialista en Irrigación. UACH. Edo. de México. 156 pp.
- Dowdy, R. H.; R. E. Larson and E. Epstein (1976).** Sewage sludge and effluent use in agriculture. Land management of Waste Materials. Soil Conservation Soc. Am. Alseny, Dowa. p. 138-153.
- Enríquez S., M. (1988).** Efecto de la irrigación con aguas residuales crudas en el cultivo de la alfalfa (*Medicago sativa*) en la Región Lagunera. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas, México. p. 290-291.
- Feigin, A.; H. Bielorai; J. Shalhevet; T. Kípnis y J. Dag (1979).** The effectiveness of some crops in removing minerals from soils irrigated with sewage effluent. Prog. Wat. Tech. 11(4-5):151-162.
- Feigin, A.; I. Ravina y J. Shalhevet (1991).** Irrigation with treated sewage effluent. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, Germany. 224 pp.
- Flores D., L.; G. Hernández S.; R. Alcalá M. y M. Maples V. (1992).** Total contents of cadmium, copper, manganese and zinc in agricultural soil irrigated with wastewater from Hidalgo, Mexico. Rev. Int. Contam. Ambient. 8(1):37-46.
- Frías F., R. (1990).** Acondicionamiento de aguas residuales para reuso en riego agrícola. Memorias del VII Congreso de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. La Ingeniería Ambiental y la Salud. Oaxaca, Oax., México. p. 153-159.
- Guajardo V., R.; L. Rodríguez D. y T. Méndez G. (1992).** Evaluación de los grados de contaminación del río Atoyac, Estado de Puebla, por metales pesados y grasas y aceites en La Investigación Edafológica en Mexico 1991-1992, Tovar S., J. L. y R. Quintero L. (eds.). Memorias XXV Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Acapulco, Guerrero, Mexico. p. 110.
- Guizar M., R. (1988).** Aprovechamiento de aguas residuales en el estado de Tlaxcala. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas, México. p. 292-293.
- Jackson, M. L. (1966).** Química de suelos. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Jiménez N., Ma. de la L. (1952).** Análisis químico y bacteriológico de las aguas de riego de Xochimilco, D. F. Tesis Profesional de Ing. Agrónomo Especialista en Irrigación UACH. Edo. de México. 52 pp.

- Kipnis, T.; A. Feigin; I. Vaisman y J. Shalhevet (1981).** Waste-water application, dry-matter production, and nitrogen balance of rhodesgrass grown on fine-textured soil or on sand dunes. XIV International Grassland Congress. Held at Lexington, Kentucky, USA. p. 288-291.
- Martínez C., A. y A. Sánchez M. (1988).** Diagnóstico del uso de las aguas residuales en la agricultura de la Región Lagunera. IV Congreso Nacional de Irrigación. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Cd. Reynosa, Tamaulipas. p. 286-289
- Mascareño C., F. (1974).** Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y producción agrícola en el Distrito de Riego 03, por el uso de aguas negras de la Cd. de México. Tesis de Maestría en Ciencias de la Escuela Nacional de Agricultura. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Edo. de México. 114 pp
- Méndez G., T. (1982).** Estudio sobre la contaminación de los suelos agrícolas del valle del Mezquital, Hgo., por ABS, boro y metales pesados por el uso de aguas negras de la Cd. de México. Tesis Profesional. Biología. Fac. de Ciencias, UNAM. México. 125 pp.
- Méndez G., T. y R. Guajardo V. (1985).** Contaminación de las aguas negras de la Ciudad de México por boro, A.B.S. y metales pesados. *Terra* 3(1):3-6.
- Méndez, G. T.; R. Guajardo V. y L. Flores D. (1991).** Contenido de metales pesados, B, ABS, grasas y aceites en las aguas residuales de riego del D.D.R. 063 Mixquihuala, Edo. de Hgo. Mem. Conv. Evol. Geol. de Méx. Inst. de Geol., UNAM. p. 110-113.
- Méndez G., T.; L. Guevara D.; R. Guajardo V. y R. Huizar A. (1992)** Contaminación de las aguas residuales de las Ciudades de Pachuca, Tizayuca y Sahagún, Hidalgo, por metales pesados en La Investigación Edafológica en Mexico 1991-1992, Tovar S, J. L. y R. Quintero L. (eds.). Memorias XXV Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Acapulco, Guerrero, Mexico. p. 108.
- Méndez G., T.; V. Villamar H. y A. González V. (1994a).** Efecto de la aplicación de detergentes aniónicos en el rendimiento de alfalfa, cebada y lechuga. *Terra* 12 (4): 414-422.
- Méndez G., T.; L. Guevara D. y R. Huizar A. (1994b).** Contaminación por metales pesados en aguas residuales de Pachuca, Tizayuca y Cd. Sahagún en Hidalgo, México. *Terra* 12(4): 401-407.
- Méndez G., T.; R. López B.; S. Palacios M. y A. González V. (1995)** Contenido de Pb, Ni, Cr, Co y Cd y coliformes totales en el Trayecto del río Atoyac, Río Frio-Puebla en La investigación Edafológica en México 1992-1995, Tovar S., J. L.; V.

- Ordaz Ch. y R. Quintero L. (Eds). *Memorias XXVI Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. p.35.
- Méndez G., T.; L. Rodríguez D. y S. Palacios M. (1996)**. Niveles de contaminación de las aguas del río Atoyac, Estado de Puebla por metales pesados, boro, grasas y aceites. *Terra* 14(2):137-149.
- Mendoza M., H. (1981)**. Land Treatment: a viable solution for management in the metropolitan area of valley of Mexico. *Municipal Wastewater in Agricultura*. Academy Press, Inc. p. 163-193
- Morales P., R. (1993)**. Funcionamiento de la planta de tratamiento. Informe Final de Servicio Social de la Carrera de Ingeniero Agrónomo, Especialista en Irrigación. UACH. Edo. de México. 23 pp.
- Navarrete O., R. (1972)**. Efecto del agua de riego sobre algunas propiedades de los suelos de la serie Ak'alche' Gris en Santa Rosa, Yucatán. Tesis Profesional de Ing. Agrónomo Especialista en Suelos. UACH. Edo. de México. 56 pp.
- NOM-001-ECOL/96**. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 30 de octubre de 1996.
- NOM-127-SSA1-1994**. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 18 de enero de 1996.
- 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.
- Ortega T., E. (1981)**. Química de suelos. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 417 pp.
- Ortiz S., C. A. y H. E. Cuanalo de la Cerda (1977)**. Levantamiento fisiográfico del área de influencia de Chapingo. Colegio de Posgraduados. Chapingo, México. 83 pp.
- Ortiz, O. V. y C. A. Ortiz S. (1990)**. Edafología. Colegio de Posgraduados. Chapingo, Edo. de México. p. 22-42.
- Page, A. L. y A. C. Chang (1981)**. Trace metals in soils and plants receiving municipal wastewater irrigation. *Municipal Wastewater in Agriculture*. Department of Soil and Environmental Sciences. University of California. Riverside, California. p. 351-372.

- Palacios V., O. y E. Aceves N. (1970).** Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Edo. de México. 49 pp.
- Rivera G., F. (1970).** Efecto del detergente presente en las aguas de riego, sobre el desarrollo de 7 cultivos bajo condiciones de invernadero. Tesis de Maestría en Ciencias de la Escuela Nacional de Agricultura. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Edo. de México. 52 pp.
- Rodríguez D., L.; T. Méndez G. y A. Salas (1995).** Contaminación de los suelos del Ejido Flores Magón, Municipio de Atlixco, por Fe, Mn, Zn y Pb por el uso de aguas residuales del río Atoyac in La Investigación Edafológica en México 1992-1995, Tovar, S., J.L.; V. Ordaz Ch. y R. Quintero L. (eds). Memorias XXVI Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. p. 34.
- Rocha V., A.; M. Real L. y J. Jiménez P. (1978).** Clasificación de las aguas de desecho con fines de riego Tesis Profesional de la Escuela Superior del Colegio de Agricultura de Baja California. UABC. México.
- Rubio G., E. (1991).** La afectación salina en el área de transición Boyeros-Lago de Texcoco y su efecto sobre el rendimiento de cebada. Tesis Profesional de Ing. Agrónomo Especialista en Suelos. UACH. Edo. de México. 98 pp.
- Sánchez D., N. (1985).** Mexican experience in using sewage effluent for large scale irrigation. FAO Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation. 10 pp.
- SARH (1980).** Investigación del comportamiento de la calidad del agua en función de descargas de contaminantes y su efecto en la flora y fauna acuáticas. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. México. 48 pp.
- SEDUE (1988).** Manual de inspección ambiental. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Subsecretaría de Ecología. Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental. Elaborado por: De la Cruz N., C. y M. Calvo. México.
- U.S.-EPA (1974).** Methods for chemicals analysis of water and wastes: methods development and quality assurance research laboratory. Cincinnati, Ohio, USA. 294 pp.

Cuadro 1. Propiedades químicas del agua de riego que se emplea en el Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Muestra	Sitio	pH	C. E. µS cm ⁻¹	meq L ⁻¹								mg L ⁻¹						S. E.	S. P.	R. A. S.	C. S. R.	P. S. P.
				Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B	P	NO ₃	NO ₂	S. E.	S. P.	R. A. S.					
1 (FEB/94)	1	7.50	940	1.30	0.90	4.87	0.68	5.53	1.22	1.19	0.70	0.86	0.72	0.02	5.74	1.82	4.64	3.33	84.84			
	2	7.70	1000	1.20	4.40	5.08	0.73	9.02	2.55	1.16	0.70	0.94	0.69	0.02	7.13	3.13	3.04	3.42	71.25			
	3	7.50	1025	1.00	3.60	5.03	0.70	9.28	1.23	1.32	0.67	0.70	0.36	0.01	7.23	1.89	3.30	4.68	69.16			
	4	7.00	820	1.80	1.20	4.16	0.49	0.61	1.54	0.70	0.96	0.21	0.02	0.02	5.25	1.38	3.40	3.10	79.24			
	5	7.40	900	1.80	2.00	4.42	0.26	6.30	1.43	1.19	0.70	0.98	0.49	0.01	5.12	2.03	3.21	2.50	86.33			
	6	7.70	560	1.70	2.80	1.70	0.25	4.70	0.51	1.72	0.70	0.70	0.06	2.20	4.43	1.37	1.13	0.20	69.96			
2 (MAR/94)	1	7.70	670	0.70	1.50	4.28	0.58	4.70	0.74	1.37	0.77	0.70	0.70	0.02	4.86	1.43	4.08	2.50	88.07			
	2	7.50	890	2.80	0.20	4.55	0.80	8.64	1.32	0.40	0.83	1.96	0.57	0.02	7.36	1.52	3.72	5.64	61.82			
	3	7.60	970	2.60	2.60	5.43	0.76	9.60	1.32	1.96	0.60	1.00	0.46	0.02	6.19	2.30	3.37	4.40	87.72			
	4	6.70	770	1.20	2.30	3.98	0.73	4.70	1.67	2.05	0.68	1.10	0.80	0.02	4.71	2.70	3.01	1.20	84.50			
	5	7.70	310	3.00	2.20	2.21	0.33	4.30	0.37	1.89	0.78	0.06	4.40	0.01	2.54	1.32	1.37	-0.90	87.01			
	6	7.70	340	1.60	1.60	1.53	0.17	2.20	0.11	1.88	0.65	0.06	2.40	0.01	0.99	1.05	1.21	-1.00	154.55			
3 (ABR/94)	1	7.50	860	0.80	1.80	5.32	0.31	7.30	0.69	1.55	0.72	0.66	0.71	0.02	6.94	1.47	4.67	4.70	76.66			
	2	7.70	1180	1.60	3.20	8.16	0.73	11.13	1.83	0.45	0.71	0.78	0.68	0.02	8.89	2.06	5.27	6.33	91.79			
	3	7.40	960	2.80	2.00	5.60	0.73	10.36	0.81	0.76	0.56	0.87	0.59	0.02	7.13	1.19	3.61	5.56	78.54			
	4	7.30	1080	1.20	2.20	7.98	0.46	9.40	1.49	0.51	0.70	0.92	0.70	0.02	8.44	1.75	6.12	6.00	94.55			
	5	7.60	460	1.60	1.80	3.25	0.02	5.50	0.38	0.45	0.71	0.04	3.00	0.00	3.27	0.61	2.49	2.10	99.39			
	6	7.80	580	2.20	2.60	2.95	0.12	4.50	0.59	2.05	0.76	0.08	2.80	0.00	3.07	1.62	1.90	-0.30	96.09			
4 (MAY/94)	1	7.70	880	1.20	1.60	4.20	0.30	5.52	2.50	0.89	0.61	1.80	0.50	0.02	6.11	2.95	3.55	2.72	88.74			
	2	7.50	850	2.00	2.20	3.68	0.69	8.25	1.22	0.30	0.84	1.86	0.50	0.02	5.57	1.37	2.54	4.05	66.07			
	3	7.40	960	2.80	1.80	5.44	0.73	10.17	1.32	0.27	0.70	1.12	0.60	0.02	7.16	1.46	3.59	5.57	75.95			
	4	7.20	660	1.80	1.60	3.99	0.46	5.90	1.90	0.50	0.71	1.22	0.70	0.02	4.9	2.15	3.08	2.50	81.43			
	5	7.70	490	1.60	2.00	2.16	0.02	4.40	0.70	1.47	0.71	0.06	3.70	0.00	2.97	1.44	1.61	0.80	72.73			
	6	7.70	500	2.00	2.60	2.39	0.12	4.90	0.90	1.37	0.70	0.08	3.80	0.00	2.57	1.59	1.58	0.30	93.00			
5 (JUN/94)	1	7.80	850	1.60	1.40	4.49	0.56	6.00	1.90	1.23	0.29	1.84	0.05	0.06	6.13	2.52	3.67	3.00	73.25			
	2	7.40	970	1.60	2.40	4.35	0.64	9.20	2.14	0.16	0.38	0.32	0.05	0.01	7.5	2.22	3.06	5.20	57.73			
	3	7.80	990	1.50	2.10	4.22	0.60	10.60	0.40	0.12	0.19	0.20	0.05	0.23	7.52	0.46	3.15	7.00	56.12			
	4	7.60	800	1.80	2.00	3.45	0.61	6.00	0.99	1.57	0.23	0.24	0.03	0.03	4.76	1.78	2.50	2.20	72.48			
	5	7.40	440	1.90	2.10	2.83	0.16	4.10	0.61	2.63	0.40	0.07	3.00	0.00	3.34	1.93	2.00	0.10	84.73			
	6	7.60	540	3.20	2.20	1.88	0.23	4.40	0.52	1.96	0.12	0.16	2.40	0.00	2.11	1.50	1.14	-1.00	89.10			
6 (JUL/94)	1	7.70	1180	1.30	2.90	4.55	0.67	8.30	1.90	0.61	0.22	5.60	0.04	0.01	6.61	2.21	3.14	4.10	68.84			
	2	7.30	930	1.60	2.80	4.89	0.59	8.64	7.03	0.00	0.11	2.00	0.06	0.01	11.27	7.03	3.30	4.24	43.39			
	3	7.60	1050	1.80	2.80	3.84	0.61	9.21	1.32	0.00	0.00	1.77	0.03	0.01	5.93	1.32	2.53	4.61	64.76			
	4	7.90	810	1.00	3.40	2.19	0.48	5.60	1.13	0.17	0.00	2.92	0.00	0.02	2.67	1.21	1.48	1.20	82.02			
	5	7.90	430	1.80	1.80	3.23	0.19	5.30	0.28	0.05	0.18	0.04	3.60	0.00	3.48	0.31	2.45	1.70	94.54			
	6	7.60	370	2.20	2.30	3.29	0.16	5.40	0.37	0.06	0.13	0.04	2.00	0.00	1.33	0.40	2.19	0.90	247.37			

Cuadro 1. Continuación

Muestra	Sitio	pH	C. E. μS cm ⁻¹	mg L ⁻¹										S. E.	S. P.	R. A. S.	C. S. R.	P. S. P.	
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B	P	NO ₃ ⁻						NO ₂ ⁻
7 (AGO/94)	1	7.40	740	1.90	1.40	4.37	0.51	7.12	1.50	1.03	0.26	1.84	0.02	0.02	6.35	2.02	3.40	3.82	68.82
	2	7.20	1000	2.00	3.80	5.17	0.73	7.87	8.16	0.20	0.30	1.88	0.02	0.02	10.43	8.26	3.04	2.07	49.57
	3	7.60	1000	1.80	3.60	4.75	0.62	6.65	1.23	0.82	0.18	2.19	0.02	0.16	5.37	1.64	2.89	1.25	88.45
	4	8.00	520	1.60	1.20	2.71	0.67	6.60	0.40	0.35	0.22	3.94	0.04	0.02	4.55	0.58	2.29	3.80	59.56
	5	8.30	420	2.00	0.80	3.29	0.18	4.70	0.20	0.69	0.00	0.02	4.10	0.00	3.47	0.55	2.78	1.90	94.81
	6	8.40	380	1.80	2.40	3.60	0.16	5.00	0.56	0.17	0.18	0.03	3.10	0.00	3.76	0.64	2.48	0.80	95.74
8 (SEP/94)	1	8.20	920	1.00	1.40	4.70	0.61	6.64	0.48	1.54	0.18	4.48	0.01	0.04	6.26	1.25	4.29	4.24	75.08
	2	7.00	885	2.50	2.90	4.73	0.80	7.96	7.14	0.00	0.30	3.34	0.06	0.02	9.7	7.14	2.88	2.56	48.76
	3	7.40	900	2.30	2.70	3.69	0.79	6.64	1.30	0.00	0.17	3.00	0.06	0.02	4.48	1.30	2.33	1.64	82.37
	4	7.50	790	1.40	3.10	1.77	0.67	4.98	0.24	0.86	0.28	2.74	0.00	0.02	2.44	0.67	1.18	0.48	72.54
	5	7.40	410	1.80	2.00	3.50	0.18	4.98	0.08	0.51	0.00	0.05	4.20	0.42	3.68	0.34	2.54	1.18	95.11
	6	7.50	370	1.40	1.80	3.60	0.17	4.98	0.04	0.17	0.00	0.04	2.80	0.00	3.77	0.12	2.85	1.78	95.49
9 (OCT/94)	1	8.40	980	1.40	1.40	4.53	0.62	6.60	0.70	1.37	0.20	4.48	0.03	0.04	5.87	1.39	3.83	3.80	77.17
	2	6.80	960	2.10	2.70	5.10	0.60	8.15	6.95	0.00	0.18	3.34	0.03	0.03	10.3	6.85	3.29	3.35	49.51
	3	7.20	976	1.90	2.40	5.00	0.62	6.73	1.26	0.00	0.25	2.96	0.00	0.25	5.62	1.26	3.41	2.43	88.97
	4	7.60	900	1.60	3.20	2.63	0.56	6.60	1.00	1.19	0.28	2.44	0.02	0.02	3.99	1.60	1.70	1.80	65.91
	5	7.50	420	1.80	3.00	2.28	0.18	6.60	0.30	0.68	0.30	0.03	4.20	0.00	2.78	0.64	1.47	1.80	82.02
	6	7.60	380	1.80	2.60	4.38	0.16	6.60	0.20	0.86	0.65	0.05	3.00	0.00	4.54	0.63	2.95	2.20	96.48
10 (NOV/94)	1	7.70	930	0.60	1.40	5.60	0.48	6.82	1.08	1.70	1.23	14.20	0.20	0.02	7.4	1.93	5.34	4.62	75.68
	2	6.90	930	2.50	2.80	4.11	0.57	9.16	4.60	0.70	0.38	8.90	0.27	0.02	8.66	4.70	2.52	3.86	47.46
	3	7.30	1030	2.00	2.50	4.00	0.51	10.40	1.18	0.20	0.40	5.13	0.20	0.02	7.28	1.28	2.67	5.90	54.95
	4	6.80	810	1.00	2.20	3.84	0.66	6.60	1.89	0.41	0.40	5.00	0.15	0.02	5.7	2.10	3.04	3.40	67.37
	5	8.10	440	1.60	1.80	1.62	0.16	4.18	0.18	1.70	0.12	0.07	3.70	0.00	2.66	1.03	1.24	0.78	60.90
	6	8.00	530	2.20	2.20	1.55	0.22	4.62	0.27	1.93	0.29	0.09	2.20	0.00	2.42	1.24	1.05	0.22	64.05

Cuadro 2 Concentración de detergentes, grasas-aceites y metales solubles en el agua de riego del Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Muestreo	Sitio	SAAM	Grasas y aceites	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1 (FEB/94)	1	2.50	60.60	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.24	0.05	N.D.
	2	2.50	114.50	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	0.24	0.04	N.D.
	3	2.30	23.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	0.24	0.02	N.D.
	4	3.00	161.40	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.22	0.05	N.D.
	5	0.20	10.60	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.24	0.06	N.D.
	6	0.30	10.90	0.02	0.02	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.22	0.07	0.07
2 (MAR/94)	1	3.40	87.20	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.22	0.03	N.D.
	2	3.60	136.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.22	0.03	N.D.
	3	2.60	59.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	0.24	0.03	N.D.
	4	5.30	112.74	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	0.04	N.D.	0.23	N.D.	N.D.
	5	0.30	7.10	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.25	0.04	N.D.
	6	0.30	4.10	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.24	0.02	0.02
3 (ABR/94)	1	0.50	123.54	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.23	0.03	N.D.
	2	2.30	150.00	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	0.24	0.02	N.D.
	3	1.70	56.20	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.20	N.D.	0.23	0.02	N.D.
	4	0.70	140.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	0.24	0.02	N.D.
	5	0.10	14.20	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.22	0.04	N.D.
	6	0.20	4.70	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.21	0.03	0.03
4 (MAY/94)	1	3.20	298.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	N.D.	N.D.
	2	1.50	142.40	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	0.02	N.D.
	3	1.00	44.50	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.23	0.01	N.D.
	4	1.60	156.00	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.22	0.03	N.D.
	5	0.00	19.30	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	0.02	N.D.
	6	0.30	8.70	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.25	0.03	0.03
5 (JUN/94)	1	1.75	147.20	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.06	0.04	N.D.	0.11	N.D.
	2	0.70	136.40	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.06	0.06	N.D.	N.D.	N.D.
	3	0.90	47.60	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.05	0.06	N.D.	N.D.	N.D.
	4	1.00	173.50	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.05	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
	5	0.01	7.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	6	0.00	9.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
6 (JUL/94)	1	0.75	256.90	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
	2	0.80	76.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.14	N.D.	N.D.	N.D.
	3	0.70	36.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.09	0.01	N.D.	N.D.	N.D.
	4	1.05	186.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.04	N.D.	N.D.	N.D.
	5	0.00	17.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.01	N.D.	0.11	0.01
	6	0.00	5.16	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	0.11	0.01

Cuadro 2. Continuación

Muestreo	Sitio	SAAM	Grasas y aceites	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
													mg L ⁻¹
7 (AGO/94)	1	0.04	287.10	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.03	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	2	2.04	162.80	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	0.03	N.D.	0.11	N.D.	
	3	1.07	42.90	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	0.02	N.D.	0.10	N.D.	
	4	1.23	176.40	N.D.	0.03	N.D.	0.02	0.06	0.04	0.01	N.D.	0.11	N.D.
	5	0.00	7.70	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.08	0.01	0.03	N.D.	N.D.	0.04
	6	0.00	6.10	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	0.03	N.D.	N.D.	N.D.
8 (SEP/94)	1	1.75	200.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.03	N.D.	N.D.	N.D.	
	2	2.50	71.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.01	N.D.	0.11	N.D.	
	3	2.00	36.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.10	N.D.	0.10	N.D.	
	4	2.50	144.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.01	N.D.	N.D.	0.02	
	5	0.00	14.60	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
	6	0.00	6.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
9 (OCT/94)	1	1.05	146.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	0.01	N.D.	N.D.	0.02	
	2	1.93	87.40	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	0.11	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	
	3	0.93	28.60	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.11	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	
	4	1.40	154.20	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	0.03	N.D.	N.D.	0.02	
	5	0.00	8.70	N.D.	N.D.	N.D.	0.01	0.08	N.D.	N.D.	0.11	0.07	
	6	0.00	8.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.28	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
10 (NOV/94)	1	1.10	120.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.03	N.D.	N.D.	0.11	N.D.	
	2	1.90	110.04	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	3	0.60	30.10	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.11	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
	4	1.70	168.70	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	0.02	N.D.	N.D.	0.01	
	5	0.80	18.80	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	
	6	0.10	10.10	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	

N.D.: No detectado
 Los límites de detección para los metales analizados fueron: Cd 0.001 mg L⁻¹, Co 0.01 mg L⁻¹, Cr 0.003 mg L⁻¹, Cu 0.002 mg L⁻¹, Fe 0.005 mg L⁻¹, Mn 0.002 mg L⁻¹, Ni 0.005 mg L⁻¹, Pb 0.01 mg L⁻¹ y Zn 0.001 mg L⁻¹

Cuadro 3. Resumen estadístico de las propiedades químicas del agua de riego que se emplea en el Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Sitio de Muestreo	Resumen Estadístico	pH	C. E µS cm ⁻¹	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	B	P	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	S. E.	S. P.	R.A.S.	C.S.R.	P.S.P.	Clase
1	Media	7.75	855.00	4.69	0.53	1.20	1.57	6.45	1.27	1.25	0.52	3.64	0.30	0.03	6.22	1.89	4.06	3.68	75.60	C3S1
	Des. Estándar	0.462	139.060	0.471	0.158	0.384	0.521	1.058	0.685	0.334	0.346	4.108	0.319	0.015	0.704	0.550	0.688	0.779	6.929	
	Valor mín. Valor máx.	7.40 8.40	670.00 1,180.00	4.20 5.60	0.30 0.68	0.70 1.90	0.90 2.90	4.70 8.30	0.48 2.50	0.61 1.70	0.18 1.23	0.66 14.20	0.01 0.72	0.01 0.06	0.01	4.86	2.95	3.14	5.34	
2	Media	7.29	959.50	4.98	0.69	1.99	2.74	8.78	4.29	0.29	0.47	2.53	0.29	0.02	8.67	4.43	3.26	4.07	58.68	C3S1
	Des. Estándar	0.392	91.967	1.231	0.087	0.506	1.107	0.976	2.765	0.346	0.272	2.448	0.286	0.006	1.814	2.697	0.800	1.347	14.864	
	Valor mín. Valor máx.	6.80 7.70	850.00 1,180.00	3.68 8.16	0.57 0.80	1.20 2.60	0.20 4.40	7.87 11.13	1.22 8.16	0.00 1.18	0.11 0.84	0.32 8.90	0.02 0.69	0.01	0.01	5.57	1.37	2.53	2.07	
3	Media	7.47	986.10	4.69	0.67	2.05	2.61	8.86	1.14	0.64	0.37	1.68	0.24	0.08	6.39	1.41	3.08	4.30	74.63	C3S1
	Des. Estándar	0.369	48.089	0.738	0.050	0.585	0.615	1.660	0.302	0.666	0.247	1.479	0.244	0.088	1.041	0.463	0.460	1.924	13.204	
	Valor mín. Valor máx.	7.20 7.80	900.00 1,050.00	3.69 5.60	0.51 0.79	1.00 2.80	1.80 3.60	6.64 10.60	0.40 1.32	0.00 1.98	0.00 0.70	0.20 5.13	0.00 0.60	0.01	0.01	4.48	2.30	2.33	1.25	
4	Media	7.35	795.22	3.67	0.58	1.44	2.24	6.24	1.13	0.91	0.42	2.23	0.26	0.02	4.74	1.59	2.77	2.57	75.89	C3S1
	Des. Estándar	0.496	146.755	1.731	0.103	0.326	0.794	1.303	0.600	0.638	0.256	1.700	0.331	0.004	1.674	0.660	1.395	1.603	10.543	
	Valor mín. Valor máx.	6.70 8.00	520.00 1,090.00	1.77 7.98	0.48 0.73	1.00 1.80	1.20 3.40	4.70 9.40	0.24 1.90	0.17 2.05	0.00 0.71	0.24 5.80	0.00 0.80	0.02	0.02	2.44	0.58	1.18	0.48	
5	Media	7.69	471.54	2.88	0.17	1.89	1.95	5.03	0.65	1.12	0.39	0.14	3.42	0.04	3.33	1.02	2.12	1.20	85.67	C2S1
	Des. Estándar	0.394	157.939	0.831	0.094	0.421	0.539	0.692	0.392	0.795	0.313	0.295	1.131	0.132	0.748	0.634	0.676	1.031	11.866	
	Valor mín. Valor máx.	7.40 8.30	300.00 900.00	1.62 4.42	0.02 0.33	1.60 3.00	0.80 3.00	6.00 6.00	1.43 1.43	2.63	0.78	0.98	4.20	0.42	5.12	2.03	3.21	2.50	99.39	
6	Media	7.75	454.58	2.68	0.16	2.01	2.31	4.73	0.41	1.22	0.42	0.07	2.67	0.00	2.70	1.02	1.85	0.41	110.04	C2S1
	Des. Estándar	0.362	96.204	1.020	0.044	0.504	0.385	1.098	0.269	0.626	0.289	0.038	0.552	0.003	1.112	0.534	0.737	1.056	53.895	
	Valor mín. Valor máx.	7.50 8.40	340.00 580.00	1.53 4.38	0.12 0.25	1.40 3.20	1.60 2.80	2.00 6.60	0.40 0.80	0.06	0.00	0.03	2.00	0.00	0.99	0.13	1.05	-1.00	64.05	

Cuadro 4. Resumen estadístico de las concentraciones de detergentes, grasas-aceites y metales solubles en el agua de riego del Ejido de Boyeros en Texcoco, Edo. de Méx.

Sitio de muestreo	Resumen estadístico	SAAM	Grasas y aceites	mg L ⁻¹										
				Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn		
1	Media	1.60	177.64	0.007	0.003	N. D.	0.002	0.044	0.011	0.092	0.033	0.002		
	Des. Estandar	1.136	103.559	0.009	0.009	N. D.	0.006	0.027	0.016	0.119	0.044	0.006		
	Valor mín. Valor máx.	0.04 3.40	69.60 298.40	N. D. 0.02	N. D. 0.03	N. D. N. D.	N. D. 0.02	N. D. 0.08	N. D. 0.04	N. D. 0.24	N. D. 0.11	N. D. 0.02		
2	Media	1.98	118.62	0.007	N. D.	N. D.	0.004	0.060	0.030	0.073	0.033	N. D.		
	Des. Estandar	0.855	32.213	0.009	N. D.	N. D.	0.008	0.035	0.046	0.113	0.043	N. D.		
	Valor mín. Valor máx.	0.70 3.60	71.60 162.80	N. D. 0.02	N. D. N. D.	N. D. 0.02	N. D. 0.11	N. D. 0.14	N. D. 0.24	N. D. 0.11	N. D. N. D.			
3	Media	1.38	38.53	0.007	N. D.	N. D.	0.002	0.083	0.025	0.094	0.028	N. D.		
	Des. Estandar	0.712	10.539	0.009	N. D.	N. D.	0.004	0.054	0.036	0.121	0.039	N. D.		
	Valor mín. Valor máx.	0.60 2.60	23.40 59.30	N. D. 0.02	N. D. N. D.	N. D. 0.01	N. D. 0.2	N. D. 0.1	N. D. 0.1	N. D. 0.24	N. D. 0.1			
4	Media	1.95	157.23	0.006	0.006	N. D.	0.002	0.058	0.017	0.091	0.021	0.005		
	Des. Estandar	1.371	22.369	0.008	0.013	N. D.	0.006	0.034	0.017	0.117	0.036	0.008		
	Valor mín. Valor máx.	0.70 5.30	112.43 186.70	N. D. 0.02	N. D. 0.03	N. D. N. D.	N. D. 0.02	N. D. 0.11	N. D. 0.04	N. D. 0.24	N. D. 0.11			
5	Media	0.14	12.58	0.007	N. D.	N. D.	0.003	0.044	0.002	0.096	0.038	0.016		
	Des. Estandar	0.254	4.937	0.009	N. D.	N. D.	0.007	0.028	0.004	0.124	0.043	0.023		
	Valor mín. Valor máx.	0.00 0.80	7.10 19.30	N. D. 0.02	N. D. N. D.	N. D. N. D.	N. D. 0.02	N. D. 0.08	N. D. 0.01	N. D. 0.25	N. D. 0.11			
6	Media	0.12	7.41	0.008	0.005	N. D.	N. D.	0.057	0.006	0.092	0.015	0.002		
	Des. Estandar	0.140	2.433	0.010	0.011	N. D.	N. D.	0.083	0.013	0.119	0.023	0.006		
	Valor mín. Valor máx.	0.00 0.30	4.10 10.90	N. D. 0.02	N. D. 0.03	N. D. N. D.	N. D. N. D.	N. D. 0.28	N. D. 0.03	N. D. 0.25	N. D. 0.07			

N. D.: No detectado
 Los límites de detección para los metales analizados fueron: Cd 0.001 mg L⁻¹, Co 0.01 mg L⁻¹, Cr 0.003 mg L⁻¹, Cu 0.002 mg L⁻¹, Fe 0.005 mg L⁻¹, Mn 0.002 mg L⁻¹, Ni 0.005 mg L⁻¹, Pb 0.01 mg L⁻¹ y Zn 0.001 mg L⁻¹

Cuadro 5. Análisis de varianza entre sitios y entre muestreos de los parámetros químicos del agua utilizada para riego en el Ejido de Boyeros.

Fuente de Variación	Sitio			Mes		
	Grados de Libertad	F-cal	Nivel de Significancia	Grados de Libertad	F-cal	Nivel de Significancia
Conductividad Eléctrica						
Entre grupos	5	40.987	0.0000	9	0.440	0.9064
Dentro de grupos	54			50		
pH						
Entre grupos	5	4.330	0.0022	9	0.531	0.8453
Dentro de grupos	54			50		
Ca²⁺						
Entre grupos	5	6.014	0.0002	9	0.458	0.8956
Dentro de grupos	54			50		
Mg²⁺						
Entre grupos	5	3.801	0.0051	9	0.779	0.6367
Dentro de grupos	54			50		
Na⁺						
Entre grupos	5	8.657	0.0000	9	1.221	0.3037
Dentro de grupos	54			50		
K⁺						
Entre grupos	5	61.904	0.0000	9	0.319	0.9650
Dentro de grupos	54			50		
HCO₃⁻						
Entre grupos	5	23.719	0.0000	9	0.563	0.8207
Dentro de grupos	54			50		
Cl⁻						
Entre grupos	5	14.091	0.0000	9	0.265	0.9811
Dentro de grupos	54			50		
SO₄²⁻						
Entre grupos	5	3.883	0.0044	9	3.090	0.0050
Dentro de grupos	54			50		
B						
Entre grupos	5	0.351	0.8795	9	15.679	0.0000
Dentro de grupos	54			50		
P						
Entre grupos	5	4.225	0.0026	9	3.265	0.0034
Dentro de grupos	54			50		
NO₃⁻						
Entre grupos	5	65.933	0.0000	9	0.184	0.9949
Dentro de grupos	54			50		
NO₂⁻						
Entre grupos	5	1.458	0.2189	9	0.824	0.5967
Dentro de grupos	54			50		

Cuadro 6. Análisis de varianza entre sitios y entre muestreos de las concentraciones de detergentes, grasas-aceites y metales del agua utilizada para riego en el Ejido de Boyeros.

Fuente de Variación	Sitio			Mes		
	Grados de Libertad	F-cal	Nivel de Significancia	Grados de Libertad	F-cal	Nivel de Significancia
SAAM						
Entre grupos	5	9.761	0.0000	9	2.025	0.0558
Dentro de grupos	54			50		
Grasas y aceites						
Entre grupos	5	36.560	0.0000	9	0.275	0.9787
Dentro de grupos	54			50		
Cd						
Entre grupos	5	0.018	0.9999	9	262.154	0.0000
Dentro de grupos	54			50		
Co						
Entre grupos	5	1.199	0.3222	9	1.950	0.0659
Dentro de grupos	54			50		
Cr						
Entre grupos	5	999.999	0.0000	9	999.999	0.0000
Dentro de grupos	54			50		
Cu						
Entre grupos	5	0.517	0.7619	9	3.219	0.0038
Dentro de grupos	54			50		
Fe						
Entre grupos	5	0.880	0.5009	9	4.739	0.0001
Dentro de grupos	54			50		
Mn						
Entre grupos	5	1.876	0.1137	9	2.616	0.0147
Dentro de grupos	54			50		
Ni						
Entre grupos	5	0.052	0.9983	9	102.068	0.0000
Dentro de grupos	54			50		
Pb						
Entre grupos	5	0.483	0.7873	9	0.705	0.7016
Dentro de grupos	54			50		
Zn						
Entre grupos	5	3.082	0.0161	9	1.698	0.1144
Dentro de grupos	54			50		

Cuadro 7. Límites máximos permisibles para agua potable y uso agrícola (unidades en mg L^{-1}).

Parámetro	Agua potable			Uso en riego agrícola	
	OMS (1984)	CE (1980)	NOM-127- SSA1-1994	NOM-CCA-032- ECOL/1993	NOM-001- ECOL-1996
pH	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5	5-10
Conductividad Eléctrica				2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$	
Ca ²⁺					
Mg ²⁺					
Na ⁺	200	150 - 175	200		
K ⁺					
CO ₃ ²⁻					
HCO ₃ ⁻					
Cl ⁻	250	25	250		
SO ₄ ²⁻	400	25	400		
B		1		1.5	
P		5			
NO ₂ ⁻ (como N)		0.03	0.05		
NO ₃ ⁻ (como N)	10	11.3	10		
Cd	0.005	0.005	0.005	0.01	0.05
Co				0.2	
Cr _{total}	0.05	0.005	0.05	0.1	0.5
Cu	1	0.1	2	0.2	4
Fe	0.3	0.3	0.3	5	
Mn	0.1	0.05	0.15	0.2	
Ni		0.05		0.2	2
Pb	0.05	0.05	0.025	5	5
Zn	5	0.1-3.0	5	2	10
Coliformes Totales (NMP 100 mL ⁻¹)	0-3		2		
Detergentes		0.2	0.5		
Grasas y Aceites					15

Prueba de Rango Múltiple para Cond. Eléc. por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	455.000	X	
5	10	472.000	X	
4	10	796.000	X	
1	10	895.000	XX	
2	10	959.500	X	
3	10	986.100	X	

Prueba de Rango Múltiple para pH por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
2	10	7.3000	X	
4	10	7.3600	XX	
3	10	7.4800	XX	
5	10	7.7000	XX	
6	10	7.7600	X	
1	10	7.7600	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cond. Eléc. por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
2	6	658.333	X	
7	6	676.667	X	
8	6	712.500	X	
4	6	723.333	X	
5	6	765.000	X	
9	6	769.333	X	
10	6	778.333	X	
6	6	795.000	X	
3	6	853.333	X	
1	6	874.167	X	

Prueba de Rango Múltiple para pH por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
1	6	7.4667	X	
10	6	7.4667	X	
2	6	7.4833	X	
8	6	7.5000	X	
9	6	7.5167	X	
4	6	7.5333	X	
3	6	7.5500	X	
5	6	7.6000	X	
6	6	7.6667	X	
7	6	7.8167	X	

Prueba de Rango Múltiple para Magnesio por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	10	1.5700	X
5	10	1.9500	XX
4	10	2.2400	XX
6	10	2.3100	XX
3	10	2.6100	X
2	10	2.7400	X

Prueba de Rango Múltiple para Magnesio por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
2	6	1.7333	X
4	6	1.9667	X
5	6	2.0333	X
10	6	2.1500	X
7	6	2.2000	X
3	6	2.2667	X
8	6	2.3167	X
1	6	2.4833	X
9	6	2.5500	X
6	6	2.6667	X

Prueba de Rango Múltiple para Calcio por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	10	1.2000	X
4	10	1.4400	XX
5	10	1.8900	XX
2	10	1.9900	XX
6	10	2.0100	XX
3	10	2.0500	X

Prueba de Rango Múltiple para Calcio por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	6	1.4667	X
6	6	1.6167	X
10	6	1.6833	X
3	6	1.7000	X
8	6	1.7333	X
9	6	1.7667	X
7	6	1.8500	X
4	6	1.9000	X
5	6	1.9333	X
2	6	1.9833	X

Prueba de Rango Múltiple para Potasio por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
5	10	0.1680	X	
6	10	0.1760	X	
1	10	0.5320	X	
4	10	0.5790	X	X
3	10	0.6670	X	X
2	10	0.6880	X	X

Prueba de Rango Múltiple para Potasio por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
4	6	0.3867	X	
3	6	0.3950	X	
10	6	0.4333	X	
6	6	0.4500	X	
9	6	0.4567	X	
5	6	0.4667	X	
7	6	0.4783	X	
1	6	0.5183	X	
8	6	0.5367	X	
2	6	0.5617	X	

Prueba de Rango Múltiple para Sodio por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	2.6870	X	
5	10	2.8850	X	
4	10	3.6700	X	X
1	10	4.6910	X	
3	10	4.6968	X	
2	10	4.9800	X	

Prueba de Rango Múltiple para Sodio por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
10	6	3.4533	X	
5	6	3.5333	X	
4	6	3.6430	X	
2	6	3.6633	X	
8	6	3.6650	X	
6	6	3.6750	X	
7	6	3.9817	X	
9	6	3.9867	X	
1	6	4.2050	X	
3	6	5.5433	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cloruros por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	0.4070	X	
5	10	0.4530	X	
4	10	1.1320	X	
3	10	1.1370	X	
1	10	1.2710	X	
2	10	4.2940		X

Prueba de Rango Múltiple para Cloruros por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
2	6	0.9217	X	
3	6	0.9650	X	
5	6	1.0933	X	
1	6	1.2583	X	
4	6	1.4233	X	
10	6	1.5333	X	
8	6	1.5467	X	
9	6	1.7350	X	
6	6	2.0050	X	
7	6	2.0083	X	

Prueba de Rango Múltiple para Bicarbonatos por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	4.7300	X	
5	10	5.0360	X X	
4	10	6.2480	X X	
1	10	6.4530	X	
2	10	8.8016		X
3	10	8.9840		X

Prueba de Rango Múltiple para Bicarbonatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
2	6	5.6900	X	
8	6	6.0300	X	
7	6	6.3233	X	
4	6	6.5233	X	
5	6	6.7167	X	
1	6	6.8217	X	
9	6	6.8800	X	
10	6	6.9633	X	
6	6	7.0750	X	
3	6	8.0310	X	

Prueba de Rango Múltiple para Boro por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
3	10	0.3720		X
5	10	0.3900		X
4	10	0.4180		X
6	10	0.4180		X
2	10	0.4730		X
1	10	0.5180		X

Prueba de Rango Múltiple para Boro por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	6	0.1067		X
8	6	0.1550		X
7	6	0.1900		XX
5	6	0.2683		XX
9	6	0.3100		XX
10	6	0.4700		XX
3	6	0.6933		X
1	6	0.6950		X
4	6	0.7117		X
2	6	0.7150		X

Prueba de Rango Múltiple para Sulfatos por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
2	10	0.2870		X
3	10	0.5450		XX
4	10	0.9150		XX
5	10	1.1260		X
6	10	1.2170		X
1	10	1.2480		X

Prueba de Rango Múltiple para Sulfatos por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	6	0.1483		X
8	6	0.5133		XX
7	6	0.5433		XX
9	6	0.6833		XX
4	6	0.8000		XX
3	6	0.9617		XX
10	6	1.0233		XX
5	6	1.2783		XX
1	6	1.3533		X
2	6	1.5917		X

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	0.0022	X	
2	10	0.0181	X	
4	10	0.0195	X	
1	10	0.0273	X	
5	10	0.0444	X	
3	10	0.0756	X	

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	6	0.0080	X	
4	6	0.0128	X	
10	6	0.0128	X	
3	6	0.0143	X	
1	6	0.0148	X	
2	6	0.0173	X	
7	6	0.0360	X	
5	6	0.0545	X	
9	6	0.0570	X	
8	6	0.0842	X	

Prueba de Rango Múltiple para Fósforo por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	0.0690	X	
5	10	0.1420	X	
3	10	1.8940	X X	
4	10	2.2280	X X	
2	10	2.5320	X X	
1	10	3.6460	X	

Prueba de Rango Múltiple para Fósforo por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
5	6	0.4717	X	
3	6	0.5583	X	
1	6	0.7500	X	
2	6	0.8133	X	
4	6	1.0233	X	
7	6	1.6500	X	
6	6	2.0617	X X	
9	6	2.2167	X X	
8	6	2.2750	X X	
10	6	5.6983	X	

Prueba de Rango Múltiple para SAAM por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Tukey HSD	Grupos	Homogéneos
6	10	0.1200		X	
5	10	0.1410		X	
3	10	1.3800		X	
1	10	1.6040		X	
4	10	1.9480		X	
2	10	1.9770		X	

Prueba de Rango Múltiple para SAAM por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Tukey HSD	Grupos	Homogéneos
6	6	0.5500		X	
5	6	0.7267		X X	
7	6	0.7300		X X	
9	6	0.8850		X X	
3	6	0.9167		X X	
10	6	1.0333		X X	
4	6	1.2667		X X	
8	6	1.4583		X X	
1	6	1.8000		X X	
2	6	2.5833		X	

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Tukey HSD	Grupos	Homogéneos
3	10	0.2370		X	
4	10	0.2650		X	
2	10	0.2930		X	
1	10	0.2980		X	
6	10	2.6700		X	
5	10	3.4190		X	

Prueba de Rango Múltiple para Nitratos por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Tukey HSD	Grupos	Homogéneos
1	6	0.7783		X	
5	6	0.9300		X	
6	6	0.9550		X	
10	6	1.1200		X	
8	6	1.1883		X	
9	6	1.2133		X	
7	6	1.2167		X	
3	6	1.4133		X	
2	6	1.5217		X	
4	6	1.6333		X	

Prueba de Rango Múltiple para Grasas y A. por Sitio
 Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	7.4160	X	
5	10	12.5900	X	
3	10	38.5700	X	
2	10	118.7575	X	
4	10	157.3975	X X	
1	10	177.6550	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Sitio
 Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
4	10	0.0054	X	
3	10	0.006	X	
1	10	0.0061	X	
2	10	0.0061	X	
5	10	0.0061	X	
6	10	0.0064	X	

Prueba de Rango Múltiple para Grasas y A. por Muestreo
 Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
1	6	65.0667	X	
2	6	67.7792	X	
9	6	72.3333	X	
10	6	76.2750	X	
3	6	78.1625	X	
8	6	78.8333	X	
5	6	86.9167	X	
6	6	103.2267	X	
4	6	111.5500	X	
7	6	113.8333	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cadmio por Muestreo
 Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
5	6	0.0000	X	
6	6	0.0000	X	
7	6	0.0000	X	
8	6	0.0000	X	
9	6	0.0000	X	
10	6	0.0000	X	
1	6	0.0143	X	
2	6	0.0148	X	
3	6	0.0155	X	
4	6	0.0155	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Sitio
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	10	0.00E+00	X
2	10	0.00E+00	X
3	10	0.00E+00	X
4	10	0.00E+00	X
5	10	0.00E+00	X
6	10	0.00E+00	X

Prueba de Rango Múltiple para Cromo por Muestreo
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	6	0.00E+00	X
2	6	0.00E+00	X
3	6	0.00E+00	X
4	6	0.00E+00	X
5	6	0.00E+00	X
6	6	0.00E+00	X
7	6	0.00E+00	X
8	6	0.00E+00	X
9	6	0.00E+00	X
10	6	0.00E+00	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Sitio
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
3	10	0.0000	X
5	10	0.0001	X
2	10	0.0002	X
1	10	0.0037	X
6	10	0.0054	X
4	10	0.0066	X

Prueba de Rango Múltiple para Cobalto por Muestreo
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
2	6	0.0000	X
3	6	0.0000	X
4	6	0.0000	X
6	6	0.0000	X
8	6	0.0000	X
9	6	0.0000	X
10	6	0.0003	X
1	6	0.0043	X
5	6	0.0110	X
7	6	0.0110	X

Prueba de Rango Múltiple para Hierro por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
1	10	0.0433	X	
5	10	0.0434	X	
6	10	0.0558	X	
2	10	0.0594	X	
4	10	0.0596	X	
3	10	0.0824	X	

Prueba de Rango Múltiple para Hierro por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
4	6	0.0003	X	
2	6	0.0365	X X	
10	6	0.0453	X X	
3	6	0.0458	X X	
1	6	0.0460	X X	
7	6	0.0503	X X	
5	6	0.0593	X X X	
6	6	0.0750	X X	
8	6	0.0842	X X	
9	6	0.1303	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cobre por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	0.0000	X	
1	10	0.0015	X	
4	10	0.0016	X	
3	10	0.0024	X	
5	10	0.0029	X	
2	10	0.0032	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cobre por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
1	6	0.0000	X	
2	6	0.0000	X	
3	6	0.0000	X	
4	6	0.0000	X	
6	6	0.0000	X	
8	6	0.0000	X	
10	6	0.0000	X	
5	6	0.0050	X	
9	6	0.0067	X	
7	6	0.0077	X	

Prueba de Rango Múltiple para Niquel por Sitio
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
2	10	0.0724	X
6	10	0.0915	X
4	10	0.0916	X
1	10	0.0924	X
3	10	0.0933	X
5	10	0.0957	X

Prueba de Rango Múltiple para Niquel por Muestreo
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
5	6	0.0000	X
6	6	0.0000	X
7	6	0.0000	X
8	6	0.0000	X
9	6	0.0000	X
10	6	0.0000	X
2	6	0.2004	X
3	6	0.2273	X
1	6	0.2323	X
4	6	0.2347	X

Prueba de Rango Múltiple para Manganeso por Sitio
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
5	10	0.0025	X
6	10	0.0050	X
1	10	0.0101	X
4	10	0.0154	X
3	10	0.0257	X
2	10	0.0301	X

Prueba de Rango Múltiple para Manganeso por Muestreo
Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos Homogéneos
1	6	0.0000	X
2	6	0.0000	X
3	6	0.0000	X
4	6	0.0000	X
10	6	0.0028	X
7	6	0.0202	X
8	6	0.0247	X
9	6	0.0275	X
5	6	0.0352	X
6	6	0.0377	X

Prueba de Rango Múltiple para Cinc por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
3	10	0.0002	X	
2	10	0.0003	X	
6	10	0.0016	X	
1	10	0.0023	X X	
4	10	0.0044	X X	
5	10	0.0162	X	

Prueba de Rango Múltiple para Cinc, por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
1	6	0.0000	X	
2	6	0.0000	X	
3	6	0.0000	X	
4	6	0.0000	X	
5	6	0.0008	X	
6	6	0.0013	X	
10	6	0.0050	X	
7	6	0.0070	X	
8	6	0.0090	X	
9	6	0.0185	X	

Prueba de Rango Múltiple para Plomo por Sitio

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
6	10	0.0150	X	
4	10	0.0212	X	
3	10	0.0280	X	
1	10	0.0331	X	
2	10	0.0332	X	
5	10	0.0380	X	

Prueba de Rango Múltiple para Plomo por Muestreo

Método: 95 por ciento Tukey HSD

Nivel	n	Promedio	Grupos	Homogéneos
4	6	0.0183	X	
5	6	0.0183	X	
6	6	0.0183	X	
9	6	0.0183	X	
10	6	0.0185	X	
2	6	0.0250	X	
3	6	0.0267	X	
8	6	0.0350	X	
1	6	0.0483	X	
7	6	0.0540	X	