



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD XOCHIMILCO

Casa abierta al tiempo

MAESTRÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

**Influencia de diferentes manejos agrícolas en el
movimiento de agua y presencia del
herbicida 2,4-D en el suelo**

T E S I S

(Idónea Comunicación de Resultados)
Que para obtener el grado de
Maestra en Ciencias Agropecuarias

Presenta
Química de Alimentos
Gabriela Ivette Cortés Romero

COMITÉ TUTORAL
Directora: Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce
UAM-Xochimilco
Asesor: Dra. Blanca Lucía Prado Pano
Instituto de Geología UNAM
Asesor: M. en C. Luis Manuel Rodríguez Sánchez
UAM-Xochimilco

México, D.F., 10 de Octubre del 2016

La maestría en Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco (UAM-X) pertenece al padrón de Posgrados de Excelencia del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

El presente trabajo se realizó en:

Laboratorio de Análisis Ambiental del Departamento de Edafología, Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito de la Investigación Científica sin número, Copilco Universidad, Coyoacán, 04360 Ciudad de México, D.F.

Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso #1100, Coyoacán, Villa Quietud, 04960 Ciudad de México, D.F.

Municipio de Cocotitlán localizado en la porción suroriental del estado de México, coordenadas $19^{\circ} 12' 18''$ y $19^{\circ} 14' 33''$ latitud norte; y $98^{\circ} 49' 46''$ y $98^{\circ} 52' 52''$ longitud oeste.

La autora fue Becario del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

La presente tesis fue financiada por el proyecto de CONACYT, para ciencia básica, denominado:

- "Indicadores microbiológicos de salud del suelo en diferentes sistemas de manejo agrícola".
- Y por el Programa Sierra Nevada Poniente (SNP) de la Universidad Autónoma Metropolitana.

El jurado designado por la Comisión Académica de la Maestría en Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma Metropolitana aprobó la tesis titulada: **Influencia de diferentes manejos agrícolas en el movimiento de agua y presencia de 2,4-D en suelo** que presentó:

Química de Alimentos

Gabriela Ivette Cortés Romero

El día 10 de Octubre del año 2016

JURADO DE EXAMEN

Dra. Lucy Natividad Mora Palomino
Presidente

M en C. Luis Manuel Rodríguez Sánchez
Secretario

Dra. María Guadalupe Micaela Prado Flores
Vocal

AGRADECIMIENTOS

*A D***, Hashem:*

Por darme la fuerza para seguir viviendo, permitir la conclusión de este posgrado y crecer al lado de mis seres queridos. Por darme la inquietud de inclinar mi vida a tratar de aportar algo a la sociedad. Nunca dejes de acompañarme para que aprenda de mis errores y actúe con bondad.

Mis padres: Rodolfo Cortés G. y María Esther Romero O

Por todo el apoyo, amor y cariño, por enseñarme a afrontar mis responsabilidades, por la guía de su carrera, por la enseñanza de que el mundo es como lo hacemos y podemos aportar la mejor versión de nosotros.

Mi hermano: Rodolfo Cortés R

Tu perseverancia en la ciencia me hace tomarte como ejemplo. Tu calidad humana y apoyo fraternal me hace encontrar en este mundo a mi mejor amigo.

Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce

Toda mi admiración y gratitud por lo que me has apoyado, enseñado y por tu constante motivación para plantearme y alcanzar metas profesionales. Por tu calidad humana y científica, tus palabras que me alentaron en momentos difíciles con cercanía y respeto. Gracias por todo.

Dra. Blanca Lucía Prado Pano

Por compartir su experiencia siendo una guía como científica y motivar a la exploración de nuevos métodos y recursos para generar un avance en la ciencia que los estudiantes desarrollamos y en la que tenemos mucho que aprender y mejorar. Por su compromiso como docente en dar contenidos de primer nivel que me hicieron adquirir habilidades en mi campo de estudio. Por su tiempo, gracias.

Dra. Lupita Prado Flores y M. en C. Luis Manuel Rodríguez Sánchez

Por su apoyo, por acompañarme en el camino del posgrado y por creer en los estudiantes. Su constante esfuerzo y presencia fueron muy importantes para mí.

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco

Por proporcionar a los estudiantes un ambiente seguro, laboratorios y espacios para desarrollar parte de este proyecto de tesis.

A la Maestría en Ciencias Agropecuarias

Por el apoyo a los becarios, por la disposición del Dr. Fidel Payán en escuchar y resolver las peticiones académicas de los estudiantes.

Al Instituto de Geología UNAM

Por el convenio entre instituciones para desarrollar en sus instalaciones parte importante de este proyecto. Al equipo de académicos del Departamento de Edafología que tuvieron participación directa en éste proyecto asesorando teórica y prácticamente: Dra. Olivia Zamora M., Dra. Lucy Mora Palomino quienes compartieron sus conocimientos a los estudiantes, en especial en el desarrollo de este proyecto. Al Biol. René Alcalá del Laboratorio de Física de Suelos. A la M. en C. Kumiko Shimada y a la M. en C. Iris Suárez Q.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)

Por el apoyo financiero y plan de posgrado.

A mis mejores amigos

*Mariela S., Nayelly, Irene V., Jonatán G., Gerardo G. y Javier V.,
David T. y Amos U. Quienes me apoyaron, inspiraron y
compartieron grandes momentos conmigo.*

Al Dr. Agustín Breña Naranjo

*Que como director de una nueva etapa profesional, tuvo gran
consideración al apoyarme en el proceso de conclusión de mi
posgrado con gran paciencia y disposición de tiempo. Su apoyo en
ésta etapa fue muy valioso para mí.*

ÍNDICE

Índice de Tablas.....	14
Índice de Figuras.....	15
I.- INTRODUCCIÓN.....	17
II.- MARCO CONCEPTUAL METODOLÓGICO	
2.2.- Problemas relacionados con la actividad agrícola en zonas periurbanas.....	19
2.3.- Agua como recurso y su relación con la actividad agrícola de zonas periurbanas.....	22
2.3.- Cocotitlán, Estado de México: municipio con características de zona periurbana.....	25
2.4.- Prácticas agrícolas comunes en Cocotitlán, Estado de México.....	26
2.5.- Uso de agroquímicos y su implicación en la contaminación de recursos hídricos.....	27
2.6.- El ciclo hidrológico y su relación con los agrosistemas.....	31
2.7.- Relación entre las características físicas del suelo y manejos agrícolas con el aprovechamiento de agua.....	35
2.8.- Herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético como contaminante en suelo de uso agrícola: descripción química, efectos en la salud e impacto ambiental.....	53
2.9.- Transporte de contaminantes solubles en agua en la matriz del suelo.....	57
2.10.- Tipos de adsorción que presentan los agroquímicos solubles en agua y modelación lineal de los equilibrios de sorción que presenta el 2,4-D.....	59

2.11.- Relación de la respiración del suelo con la presencia del herbicida 2,4-D como sustrato y ecuación de degradación del herbicida.....	61
---	----

III.- OBJETIVOS

3.1.- General.....	63
3.2.- Específicos.....	63

IV.- MATERIALES Y MÉTODOS

4.1.- Sitio de estudio.....	66
4.2.- Diseño experimental.....	67
4.3.- Implementación de experimentos.....	68
4.3.1.- Información de los tratamientos.....	68
Tipo de labranza.....	68
Residuos y fertilización.....	68
Herbicida.....	69
Control de plagas.....	69
Cultivos.....	69
4.3.2.- Toma de muestras de suelo	
Muestras inalteradas en cilindros.....	70
Muestras inalteradas en cilindros.....	71
Muestras compuestas.....	71
Otras muestras.....	71
Humedad volumétrica.....	71
Humedad gravimétrica del suelo.....	72
Densidad de partícula.....	76
Densidad aparente.....	77

Porosidad del suelo.....	78
4.5.- Caracterización química del suelo	
pH y conductividad eléctrica.....	78
Capacidad de intercambio catiónico.....	79
4.6.- Experimentos relacionados con las propiedades hídricas del suelo	
Estabilidad de agregados en húmedo.....	81
Capacidad de campo y Punto de marchitez Permanente.....	82
4.7.- Experimentos de adsorción y desorción del herbicida 2,4-D en suelo	
Preparación de disoluciones para análisis cromatográfico.....	84
Procedimiento de isotermas de sorción.....	85
4.8.- Experimento de respiración y degradación de 2,4-D en suelo.....	87
4.9.- Balances de biomasa producida en función del agua.....	88
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
5.1.- Propiedades fisicoquímicas del suelo en estudio.....	90
5.1.1.- Línea Base.....	90
5.1.3.- Suelo sometido a diferentes manejos agrícolas.....	92
5.3.- Isotermas de adsorción y desorción del herbicida 2,4-D en tratamientos de agricultura convencional y ecológica en suelo de estudio.....	116
5.4.- Efectos del herbicida 2,4-D en la respiración del suelo y su degradación en el suelo de estudio.....	118
5.5.- Rendimientos de biomasa agrícola en función de las propiedades hídricas de los diferentes manejos agrícolas de estudio.....	120
VI.- CONCLUSIONES.....	124
VII.- REFERENCIAS.....	126

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1. Herbicidas comercializados en México que contienen 2,4-D.
- Tabla 2. Cuadro de evaluación de Ks.
- Tabla 3. Valores de densidad aparente que corresponden a la textura del suelo.
- Tabla 4. Valores teóricos reportados en literatura de materia orgánica en suelo.
- Tabla 5. Valores de capacidad de intercambio catiónico del suelo.
- Tabla 6. Valores de cationes intercambiables del suelo.
- Tabla 7. Valores de pH en suelo.
- Tabla 8. Valores de Conductividad Eléctrica.
- Tabla 9. Propiedades fisicoquímicas del suelo de estudio.
- Tabla 10. Resultados de propiedades fisicoquímicas después de tratamientos.
- Tabla 11. Porosidad reportada en los diferentes manejos agrícolas.
- Tabla 12. Valores de capacidad de campo y punto de marchitez permanente.
- Tabla 13. Conductividad hidráulica saturada en todos los tratamientos agrícolas.
- Tabla 14. Resultados de propiedades fisicoquímicas para tratamientos evaluados.
- Tabla 15. Valores de la concentración del herbicida 2,4-D respecto al tiempo de degradación.
- Tabla 16. Relación de biomasa con Ks y CC por tratamiento.

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 0. Delimitación morfológica de la Cuenca del Valle de México.
- Figura 1. El ciclo hidrológico.
- Figura 2. Regiones Hidrológicas Administrativas de México.
- Figura 3. Esquema del transporte preferencial y uniforme del agua en suelo.
- Figura 4. Clasificaciones de tipos de agua en suelo.
- Figura 5. Metabolitos de descomposición más comunes.
- Figura 6. Cuenca del Valle de México y municipio de Cocotitlán, Estado de México.
- Figura 7. Suelo del sitio experimental: Cocotitlán, Estado de México.
- Figura 8. Algunos tratamientos experimentales: Cocotitlán, Estado de México.
- Figura 9. Infiltrómetro de doble anillo en tratamientos experimentales.
- Figura 10. Suelo en experimentación. Textura.
- Figura 11. Suelo en experimentación. Humedad gravimétrica.
- Figura 12. Suelo en experimentación. Densidad de partícula.
- Figura 13. Suelo en experimentación. Agregados en húmedo.
- Figura 14. Equipo de Olla de Richards.
- Figura 15. Equipo de HPLC.
- Figura 16. Ejemplo de experimento de degradación.
- Figura 17. Proporción de micro, meso y macro agregados (0-10 cm).
- Figura 18. Proporción de micro, meso y macro agregados (10-20cm).
- Figura 19. % H volumétrica en manejos agrícolas. Año 2014.
- Figura 20. % H volumétrica en manejos agrícolas. Año 2015.

Figura 21. Comparación cualitativa de los tratamientos estudiados.

Figura 22. Isotermas de sorción del tratamiento CTMQH-r.

Figura 23. Isoterma de adsorción del tratamiento ZTRQH+r.

Figura 24. Estimación del CO₂ en función de la concentración de NaOH(CTMQH-r)

Figura 25. Estimación del CO₂ en función de la concentración de NaOH(ZTRQH+r)

Figura 26. Relación de la producción de biomasa total con costos y agua infiltrada.

I.- INTRODUCCIÓN

Desde los primeros años del nacimiento de la agricultura en el periodo del neolítico, la humanidad ha desarrollado diversas prácticas que implican manejo del suelo con el objetivo de generar y conservar sistemas agrícolas resilientes capaces de satisfacer la demanda de alimento pero que de igual forma sean capaces de conservar rendimientos a largo plazo, recuperarse en periodos de estrés que impliquen cambios drásticos en el entorno y que en la explotación del sistema, el impacto sea mínimo (Luelmo, 1975).

Los agrosistemas son complejos y dinámicos presentando variaciones en los ciclos bio-geo-químicos siendo una de las variables más significativas el agua y la variación de su ciclo natural acorde al manejo agrícola.

La aplicación de diferentes manejos agrícolas busca aumentar y conservar la cantidad de biomasa para satisfacer el consumo humano a pequeña o gran escala. La agricultura familiar es el agrosistema predominante a nivel global que sostiene la economía de millones de habitantes en el planeta, la importancia de este agrosistema radica en que está relacionado con varios ámbitos del desarrollo rural y suele ser inclusivo de hombres y mujeres (FAO,2015), también es un sistema flexible debido a la dinámica de colaboración que suele existir entre los agricultores y con programas de apoyo aumentando la posibilidad de implementar diferentes manejos agrícolas como la agricultura de conservación, diversas técnicas de inhibición de arvenses reduciendo el uso de insumos sintéticos, policultivos y fertilización con menor impacto ambiental. Estas practicas podrían

coadyuvar a un aprovechamiento más eficiente del agua en los agrosistemas además de reincorporarla a su ciclo, así mismo reducir el uso de agroquímicos innecesarios que representan una de las principales fuentes de contaminación de dicho recurso.

La producción agrícola en México tiene grandes y complejos retos, ya que al ser un país en vías de desarrollo y con una planeación urbana deficiente; el cambio de suelo es un fenómeno creciente, es decir que el suelo destinado a uso agrícola suele ser sustituido para el uso industrial y habitacional trayendo como principal consecuencia la reducción de los puntos de infiltración de agua para la recarga de acuíferos, aunado al abandono de la actividad agrícola por su baja productividad. Este fenómeno ocurre en Cocotitlán, Estado de México, como sitio de estudio ya que según datos del Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED); de los 14.86 km² que conforman el municipio de Cocotitlán, 772.8 hectáreas se destinan a la agricultura de temporal y 171.4 hectáreas son para uso urbano-industrial y otros, sin embargo en los últimos años el cambio de uso de suelo ha ido en aumento debido a la baja productividad agrícola y hasta este momento no se cuentan con datos actualizados que ilustren el impacto de este fenómeno, como ejemplo; en la zona de estudio la actividad industrial farmacéutica ha ido en aumento y en los últimos dos años (tiempo en el que se desarrolló este proyecto) se observó que algunas empresas de este rubro comenzaron construcciones en lo que anteriormente eran zonas de uso agrícola muy cercanas a las parcelas de monitoreo experimental.

El presente trabajo estudió los efectos de diferentes manejos agrícolas en la dinámica del agua en el suelo y el movimiento del herbicida 2,4-D (uno de los

agroquímicos más utilizados a nivel mundial, diferentes investigaciones han demostrado su toxicidad e impacto en sistemas biológicos) el cual es soluble en agua ($900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ aumentando la solubilidad en presentación comercial) y que es el más utilizado en Cocotitlán, Estado de México, zona de estudio donde se desarrolló este trabajo.

Si bien existen trabajos sobre la relación de infiltración de agua con los manejos agrícolas, la mayoría de ellos son en otras regiones del mundo y estudian las variables de forma diferente a las presentadas aquí. Este tipo de estudios son de gran importancia ya que son la pauta para plantear programas y políticas agrícolas en México que ayuden al mejor aprovechamiento de recursos.

II.- MARCO CONCEPTUAL METODOLÓGICO

2.2.- Problemas relacionados con la actividad agrícola en zonas periurbanas

Las zonas periurbanas están consideradas como zonas de transición entre las zonas urbanas y rurales. Algunas de las características de dichas zonas son: diversidad de población, heterogeneidad en el uso de suelo, relaciones complejas en las estructuras sociales y en teoría una baja densidad de población por las condiciones morfológicas en las que se ubican (Wilson, 2006).

En el 2005 la población del área metropolitana de la Ciudad de México tenía 20 millones de habitantes, dicha cifra ha ido en aumento por la expansión de la población hasta alcanzar poco a poco la zona peri-urbana. El problema principal de este crecimiento urbano es que invade una zona crítica llamada Zona de

Preservación en donde se encuentra el Suelo de Conservación, que tiene la función de dar valor ecológico a la zona en términos de regulación de cambio climático, conservación forestal, conservación de paisaje, cultivos agrícolas y recarga de acuíferos. La conservación de esta zona está basada en una planeación que considera baja densidad de población, sin embargo, en años recientes se ha identificado una gran cantidad de asentamientos humanos ilegales y uso de suelo industrial que aún teniendo permisos contradice los puntos que consideran a una zona de conservación. Este proceso gradual lleva a la pérdida del alto valor ecológico de la zona. Entre 1970 y 1995 más de 10 mil hectáreas destinadas a uso forestal y de irrigación se perdieron, lo que ha representado un impacto ambiental (Guillermo, 2008).

Con el cambio de uso de suelo en las zonas periurbanas existe un impacto en las actividades locales productivas, en concreto, la agricultura local se ve afectada por la falta de soporte de recursos esenciales como el agua (recurso limitante para esta actividad) y en consecuencia el abandono de esta actividad que suele ser sustituida por ocupaciones urbanas (Douglas, 2006). Con frecuencia los productores agrícolas tienen ofertas de incentivos económicos altos para que cedan a la venta sus espacios destinados a la agricultura y se conviertan en uso industrial o habitacional (Gant et al., 2011). A pesar de los problemas existentes en dichas zonas, los habitantes que han permanecido ahí durante mucho tiempo tienen la necesidad de continuar con las actividades agrícolas que han practicado ya sea por tradición o por necesidad de autoconsumo e ingresos al tener un mercado local, los productores agrícolas buscan la provisión de bienes y servicios rurales. Se ha estudiado que la actividad agrícola en zonas periurbanas siendo

esta multi-funcional y diversificada, lo que ha ayudado a la subsistencia de estos sistemas, ligado al acceso a recursos ambientales bien controlados que disminuyen a medida que aumenta la densidad de población o cambio de uso de suelo (Zasada, 2011).

Con la reciente necesidad de los productores agrícolas de conservar sus espacios y por falta de recursos se han buscado formas de producción alternas a los sistemas de producción agrícola convencional por lo que, tanto los habitantes locales como algunos que habitan en zonas urbanizadas prefieren la producción local y exigen productos de calidad teniendo mayor confianza en los locales (Gilg & Battershill, 1998). Renting et al. (2003) señalan que aún las cadenas cortas de producción y distribución tienen un impacto importante en el desarrollo rural y los procesos de diversificación económica en beneficio de los productores, los cuales tienen un efecto sinérgico con actividades como agroturismo, conservación de reservas, uso adecuado del paisaje. La importancia de que existan productores de tiempo completo que administren estos sistemas es un indicador importante económico, social y cultural que fortalece la zona y da datos de que se tienen los recursos locales necesarios para mantener este tipo de agro-sistemas.

En general la agricultura y espacios forestales en zonas periurbanas proveen de recursos a las zonas urbanas más cercanas como son los productos agrícolas, la infiltración de agua para recarga de acuíferos, regula el clima a nivel ecosistema cuando hay conservación de vegetación y favorece la renovación del ciclo de carbono (Freibauer et al., 2004). La constante presión político-económica hacia estas zonas y sus habitantes para urbanizar sin adecuada planeación pone en riesgo la sustentabilidad de la zona periurbana, el acceso a los recursos que

llegan a las zonas urbanizadas, deja pobres las zonas de preservación, favorece el crecimiento no planeado y desmedido de ciudades e intensifica la desigualdad económica (Cissé et al., 2005).

2.3.- Agua como recurso y su relación con la actividad agrícola de zonas periurbanas

Los sistemas agrícolas en zonas periurbanas generan servicios ambientales, entre los más básicos el acceso a recursos hídricos de calidad. El manejo eficiente del agua en la agricultura es una de las claves para resolver los problemas de abastecimiento de agua y tener una producción segura de alimentos suficientes, crecimiento económico y recuperación de servicios ambientales en zonas periurbanas (Line et al., 2010). Cerca del 66% del agua recolectada por diferentes medios para consumo humano directo es utilizada para la agricultura (principalmente la agricultura de riego convencional). Scanlon et al. (2007) plantean que entre más eficiencia de irrigación a sistemas agrícolas, menor es la cantidad de agua que vuelve a ríos y acuíferos. La agricultura convencional tiende a convertir sistemas en monocultivos (o de baja diversidad) con manejo enfocado en uno o ningún servicio ambiental, concentrándose mayormente en rendimientos de cultivos. Se ha estudiado que los sistemas diversificados y que incluyen manejos agrícolas adecuados no solo proveerán de servicios ambientales sino que son una alternativa eficiente para el manejo de agua en la agricultura (Pretty et al., 2006).

El utilizar un manejo agrícola puede tener implicaciones profundas en el almacenamiento de agua en el suelo, por ejemplo en algunos sistemas se ha comprobado que la labranza cero o mínima tiene efectos en la conservación de agua en suelo. Actualmente la agricultura de zonas peri-urbanas tiene necesidad de encontrar estrategias que le permitan manejar el agua con el fin de tener disponibilidad del recurso en función de los rendimientos y para que el agua pueda incorporarse en su ciclo sin la presencia de contaminantes como los agroquímicos (Hernández et al., 2005).

En México el 74.92% de la agricultura es de temporal (SIAP, 2014), es decir que el desarrollo de la producción primaria depende de las precipitaciones pluviales en el año por lo que la infiltración y retención de agua en el suelo es de importancia fundamental tanto para la producción agrícola como para la recarga de mantos acuíferos (CONAGUA, 2011).

El municipio de Cocotitlán, Estado de México, en donde se realizó este proyecto se encuentra en una zona periurbana de la Cuenca Hidrológica número XIII (Figura 1), en donde el agua como recurso es esencial para el sustento de la agricultura local. La Región Hidrológica Administrativa XIII (RHA XIII) representa por sí sola la quinta parte de la población nacional, en ella reside 1 de cada 5 mexicanos en tanto que presenta baja cantidad de agua renovable (0.8%) en el país (INEGI, 2011).

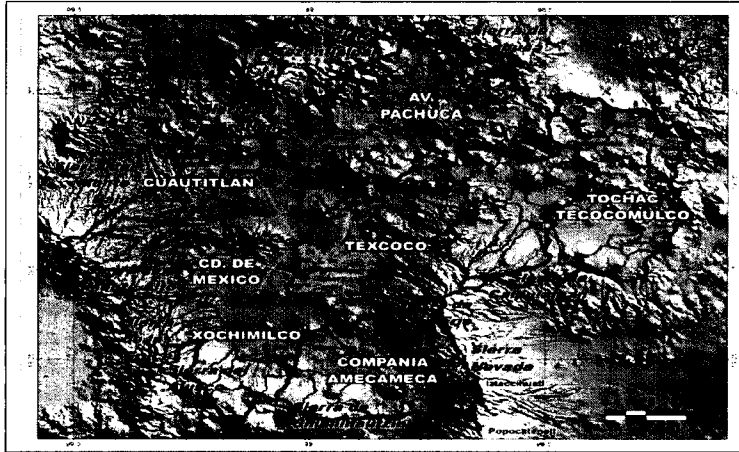


Figura 0. Delimitación morfológica de la Cuenca del Valle de México con cuerpos de agua superficial
 Fuente: http://www.conagua.gob.mx/atlas/mapa/08/index_svg.html

En esta RHA XIII hay acuíferos que son altamente explotados, entre ellos, los que se encuentran en la zona de Chalco-Amecameca y la zona metropolitana de la Ciudad de México (Burns H., et al., 2010).

En unidades de flujo de extracción se tiene que la sobreexplotación de agua subterránea en la Cuenca del Valle de México es del 200% ya que de la extracción total de 6 acuíferos que pertenecen a esta cuenca se obtiene un volumen de $66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ mientras que la recarga anual de lluvia es de $22 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Según los datos de las estadísticas anuales publicadas por SEMARNAT, en Cocotitlán (que se encuentra en las subcuencas delimitadas por los ríos Amecameca y La Compañía) se practica la agricultura como valor ecológico, cultural y comercial. Es importante destacar que la retención y movimiento de agua en el suelo es vital para la agricultura de temporal practicada predominantemente en la zona.

2.3.- Cocotitlán, Estado de México: municipio con características de zona periurbana

Según el índice de marginación realizado en 2005, Cocotitlán (región de estudio) cuenta con una población de 12,120 habitantes. El índice de marginación es de 0.74582 por lo que está evaluado como bajo índice de marginación (COESPO, 2014).

Está localizado en la porción suroriental del estado de México, coordenadas 19° 12' 18" y 19° 14' 33" latitud norte; y 98° 49' 46" y 98° 52' 52" longitud oeste, a una altura de 2,300 msnm. Limitado por los ríos Compañía y Amecameca, colindando con el Valle de Chalco. Posee una temperatura media anual de 13.6 °C. Las temporadas de lluvia en la región van de marzo-noviembre. Su actividad agrícola es relativamente reducida comparada con la actividad agrícola de otros estados de la república (COESPO, 2014).

La agricultura en Cocotitlán es predominantemente de temporal. Según el INEGI de 412 unidades de producción aproximada en 847.82 hectáreas de Cocotitlán, 411 corresponden aquellas unidades de producción que son de temporal, esto es 772.8 hectáreas. Los datos anteriores indican que el aprovechamiento de agua para uso agrícola es de gran importancia (INEGI). En los últimos años, Cocotitlán ha presentado problemas al ser una zonas periurbana que colinda con el Valle de Chalco, los problemas de urbanización han afectado la actividad agrícola en Cocotitlán y han profundizado los problemas de abastecimiento de agua de la cuenca (Burns H., et al., 2010).

2.4.- Prácticas agrícolas comunes en Cocotitlán, Estado de México

Los pequeños productores agrícolas, quienes destinan productos, principalmente para autoconsumo y mercado local han seguido las mismas técnicas agrícolas desde hace tiempo, las cuales han sido aprendidas por generaciones anteriores, sin embargo, han incorporado el uso de agroquímicos a sus sistemas tradicionales. La diversidad de cultivos de temporal en la región es mínima. De acuerdo al número de agricultores que practican los cultivos de temporal y a la superficie cultivada, las especies más importantes son maíz, frijol y calabaza. El ciclo agrícola del cultivo de maíz incluye diferentes actividades donde la participación efectiva de los integrantes de la familia es muy importante. Es un cultivo básico para autoabasto familiar. Cada familia produce anualmente un promedio de $1,500 \text{ kg*ha}^{-1}$, cantidad suficiente para la alimentación de todos los integrantes de la familia y de los animales domésticos (López-Castañeda, 1994).

En las zonas agrícolas de Cocotitlán la baja precipitación pluvial se ha convertido en un limitante para los cultivos ya que la precipitación anual promedio está entre 400-800 mm de agua y da rendimientos de maíz que van de los $1.5\text{-}4 \text{ ton*ha}^{-1}$ (SIAP; SAGARPA, 2014). Por esta razón el proyecto plantea proponer un manejo agrícola que fomente la retención de agua y que a su vez reduzca la contaminación por el uso de herbicidas altamente solubles en agua que puedan contaminar mantos freáticos y acuíferos.

2.5.- Uso de agroquímicos y su implicación en la contaminación de recursos hídricos

El interés por el control químico de las arvenses surgió por primera vez en 1896 con la síntesis de los primeros herbicidas. Con el fin de combatir plantas que afectaban a los cultivos de modo selectivo y lograr que las sustancias empleadas no afectaran a dichos cultivos agrícolas, se empezaron a utilizar los herbicidas de síntesis orgánica, sin embargo los riesgos a la salud y al medio ambiente fueron poco estudiados. De acuerdo con las estadísticas FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) basadas en 58 países, cerca del 43% del volumen de pesticidas aplicados en 2010 fueron herbicidas (FAOSTAT, 2013). En ese mismo año 2010, de 21 sustancias activas encontradas en agua (como contaminantes) 17 fueron herbicidas o subproductos de degradación (Badat, 2011). Dicha contaminación está ligada a malas prácticas agrícolas como la elección errónea del herbicida en un sistema, dosis, equipo y condiciones inapropiadas de aplicación. Debido a esto, algunos autores consideran que las herramientas de decisión técnica y su difusión a los productores son de gran importancia para reducir la contaminación de agua por herbicidas. (Oliver & Kookana, 2006; Davis et al., 2011; Mottes et al., 2013). Muchos indicadores de riesgos de herbicidas se basan en modelos operacionales en campo que son fáciles de implementar y han sido diseñados para predecir los riesgos relacionados con estas sustancias (Bockstaller & Girardin, 2003). Waichman et al., (2007) en un estudio realizado en Brasil (el 4º país con mayor consumo de pesticidas) encontraron que las malas prácticas de aplicación y

selección de pesticidas (incluidos herbicidas) son una implicación de la ambigua información que publica el fabricante del producto en sus etiquetas y especificaciones de seguridad. Las instrucciones que incluye el producto son muy largas y emplean lenguaje técnico que no todos los productores entienden, tampoco hay un interés de los fabricantes por capacitar y difundir el uso correcto de su producto. Debido a lo anterior, las malas prácticas de utilización que ponen en peligro la salud de los usuarios son comunes en el sector agrícola.

Actualmente los pesticidas son ampliamente utilizados, de ellos, los herbicidas son las sustancias más difíciles de erradicar de las prácticas agrícolas (incluyendo los sistemas de agricultura de conservación). De entre los herbicidas más usados en el mundo se encuentra el 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético), el cual es el más utilizado en América como herbicida sistémico hormonal auxínico para control de malezas de hoja ancha por su alta efectividad (Kaczyński et al., 2016).

Diversos estudios han demostrado que el uso de herbicidas y en concreto el 2,4-D tiene efectos adversos en el ecosistema agrícola. Los efectos estudiados son contaminación de agua, intoxicación de fauna marina, efecto carcinógeno a largo plazo para seres humanos e interacción desfavorable con microorganismos del suelo. De acuerdo con la clasificación de sustancias de uso agrícola de la OMS (Organización Mundial de la Salud) y FAO, el herbicida 2,4-D es medianamente peligroso con una DL_{50} de 660-805 mg kg^{-1} de peso corporal en el modelo rata, mientras que uno de los metabolitos producto de su descomposición: el 2,4-butil éster es altamente peligroso y se ha detectado en agua subterránea además de que representa un peligro para la salud humana y el medio ambiente (Zahng, et al. 2010). El herbicida 2,4-D con vehículos comerciales se hace totalmente miscible y

compromete la calidad e inocuidad del agua (Younes & Galal-Gorchev, 2000) por lo que la sorción y degradación en suelo son procesos clave que retardan el transporte de este tipo de herbicidas a mantos freáticos y estos procesos están regulados por factores bióticos/abióticos relacionados con la buena calidad de los suelos (Rudel et al., 1993).

En México el 2,4-D es el herbicida más usado seguido de la Atrazina. En 2008, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) realizó un inventario sobre el volumen de uso de agroquímicos en el municipio de Huixtla; ubicado en la zona costera del Estado de Chiapas (uno de los estados con mayor uso de herbicidas), así como análisis preliminares sobre el efecto contaminante de estos en el agua y sedimentos. Las muestras fueron tomadas en el Distrito de Temporal Tecnificado 018 Huixtla, cuya zona es utilizada para fines agrícolas se obtuvieron resultados que indican que de la diversidad de plaguicidas aplicados los que resaltaron con las concentraciones más altas y por ende los más utilizados en la zona son el 2,4-D con 66 ton año^{-1} y la atrazina con 57 ton año^{-1} (IMTA, 2008). La importancia de analizar el comportamiento del 2,4-D en el suelo agrícola debe a que en el sitio de estudio Cocotitlán, Estado de México el uso de este herbicida es común entre los productores agrícolas debido a su precio relativamente bajo (precio aproximado de $\$110.00 \text{ MNMX L}^{-1}$ de producto).

La tabla 1 expone los productos comerciales en México que usan 2,4-D como ingrediente activo puro o bien combinado en herbicidas. Los productos que contienen porcentajes en peso más bajos, generalmente se encuentran combinados con otros ingredientes activos que tienen efecto herbicida al igual que el 2,4-D.

Tabla 1. Herbicidas comercializados en México que contienen 2,4-D como ingrediente activo

Empresa	Producto comercial	Concentración (% peso)	Observaciones
DOW AgroSciences	FULL-MINA 4	49.60	2,4-D: Sal dimetilamina del ácido 2,4-diclorofenoxiacético con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 83.05%. Equivalente a 480 g L ⁻¹ del ácido.
HELM	MASCHINE	49.40	2,4-D: Sal dimetilamina del ácido 2,4-diclorofenoxiacético. Con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 83%. Equivalente a 480 g L ⁻¹ del ácido.
Sygenta	HIERBAMINA	49.40	2,4-diclorofenoxiacético. con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 83%. Equivalente a 479 g L ⁻¹ del ácido.
Arysta LifeScience	CURRIER	38.93	2,4-D: Sal triisopropanolamina del ácido 2,4-diclorofenoxiacético con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 53.61%. Equivalente a 240 g L ⁻¹ del ácido.
DOW AgroSciences	PASTAR D	33.97	2,4-D: sal dimetilamina del ácido 2,4-D-diclorofenoxiacético con un contenido de 2,4-D ácido de 83.00%. Equivalente a 240 g L ⁻¹ del ácido.
Lucava	PICLORAM +2,4-D SL	20.82	2,4-D: Sal dimetilamina del ácido 2,4diclorofenoxiacético con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 83%. Equivalente a 240 g de I.A. L ⁻¹ a 20°C.
DOW AgroSciences	TORDON 101	38.00	2,4-D: sal dietanolamina del ácido 2,4 Diclorofenoxiacético con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 79.78%. Equivalente a 240 g de I.A. L ⁻¹ a 20°C.
DOW AgroSciences	TORDON 472-M	45.00	2,4-D: sal dietanolamina del ácido 2,4Diclorofenoxiacético con un contenido de ácido 2,4-D de 83%. Equivalente a 360 g de ácido.
DOW AgroSciences	TRUNKER	30.70	2,4-D: sal triisopropanolamina del ácido 2,4-D-diclorofenoxiacético con un contenido no menor de 53.65% de ácido 2,4-D. Equivalente a 180 g de ácido 2,4-D L ⁻¹ .
Grupo Versa	PATRIARCA 101	38.00	2,4-D: Sal dimetilamina del ácido (2,4-diclorofenoxi) acético con un contenido de ácido 2,4-D no menor de 55.16%. Equivalente a 240 g de ácido.

Fuente: Diccionario en línea de especialidades Agroquímicas, fertilizantes, plaguicidas y productos orgánicos. Disponible en línea

2.6.- El ciclo hidrológico y su relación con los agrosistemas

El ciclo hidrológico (Fig. 1) es un ciclo biogeoquímico en el que se presentan cambios de fase del agua al someterse a diferentes condiciones ambientales. El ciclo hidrológico comienza con la evaporación del agua desde la superficie del océano, a medida que se eleva, el aire húmedo se enfría y el vapor se transforma en agua que se condensa. Las gotas se juntan y forman nubes saturadas de agua en fase líquida que cae por precipitación. Una parte del agua que llega a la superficie terrestre será destinada a uso humano; otra llegará a aguas continentales y océano, otro porcentaje de la misma se filtra a través del suelo formando acuíferos o capas de agua subterránea o freáticas, a este proceso se le llama infiltración. El agua vuelve nuevamente a la atmósfera, debido principalmente a la evapotranspiración (Teuling et al., 2007). En sistemas de producción agrícola la infiltración es un fenómeno físico relevante ya que favorece el desarrollo de biomasa, aunado al almacenamiento de agua en la capa del suelo en la que se encuentra la mayor densidad radicular.

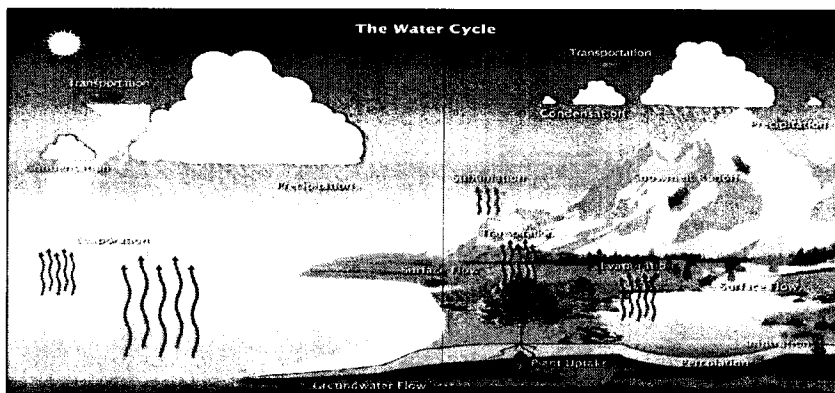


Figura 1. El Ciclo Hidrológico

Fuente: NASA <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/Water>

En el sistema suelo-planta-atmósfera el agua se mueve en fase vapor desde la superficie del suelo y desde las paredes de las células del mesófilo de la planta hasta la atmósfera. El movimiento dentro del suelo se produce fundamentalmente en fase líquida, como también la mayor parte del recorrido dentro de la planta. El movimiento de agua en el suelo en fase vapor es cuantitativamente poco importante, salvo en los primeros centímetros de un suelo húmedo. Los mecanismos que intervienen en el movimiento de agua en el sistema suelo-planta-atmósfera varían según el comportamiento y las condiciones predominantes de los mismos, siendo los más importantes el movimiento por difusión, flujo masal y mezclado turbulento (UBA).

Para la gestión del recurso hídrico en México y para fines de administración y preservación de las aguas nacionales, a partir de 1997 el país se dividió en 13 Regiones Hidrológicas Administrativas (RHA), las cuales están formadas por agrupaciones de cuencas, consideradas las unidades básicas de gestión de los recursos hídricos, pero sus límites respetan los municipales para facilitar la integración de la información socioeconómica (Fig. 2). La importancia de estas cuencas es que el agua gestionada en ellas está destinada a tener tres principales usos: agrícola, industrial y abastecimiento a zonas urbanas y periurbanas ya que es considerada una prioridad el uso de los recursos naturales con fines de desarrollo humano (Castro, 2006).

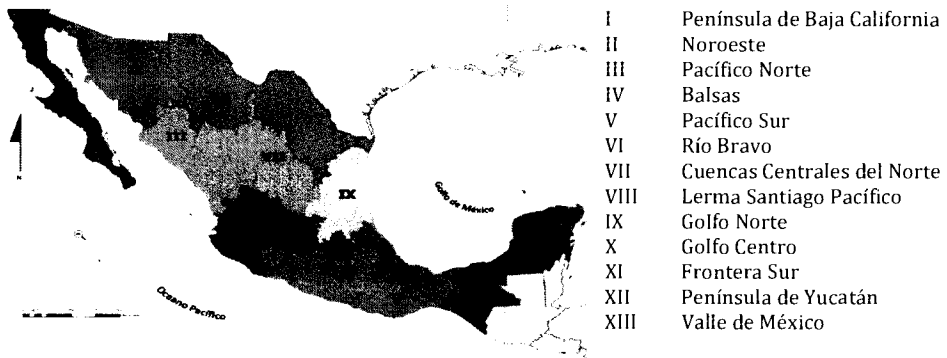


Figura 2. Regiones Hidrológicas Administrativas de México
 Fuente: CONAGUA http://www.conagua.gob.mx/atlas/mapa/08/index_svg.html

El uso de suelo y el cambio climático son dos factores importantes que afectan los procesos hidrológicos en una cuenca (Wu et al., 2012; Chien et al., 2013). El uso de suelo está considerado como uno de los componentes más importantes del sistema ambiental terrestre (Lin et al., 2009) que impacta directamente en la conductividad hidráulica, escorrentía superficial, recarga de acuíferos, transporte de sedimentos y evapotranspiración (He et al., 2008; Germer et al., 2009). Las consecuencias del cambio de uso de suelo están asociadas con la deforestación, uso urbano y transformación a paisajes agrícolas que a su vez se encuentran limitados por la disponibilidad de agua. Lo anterior puede ser causa de problemas sociopolíticos a nivel local y nacional ya que frecuentemente existe estrés hídrico en sistemas agrícolas por escasez del recurso, situación que se agudiza en sistemas de temporal que son impactados con las variaciones estacionales en las que se reduce notablemente la precipitación pluvial, además de que por el uso de agroquímicos la calidad del agua se compromete al tratar de

reutilizarla para consumo humano. Respecto a la calidad del agua, se ha estudiado que se encuentra en mayor riesgo de estar contaminada cuando existen cambios de uso de suelo o bien cuando en los agrosistemas no existe una planeación que racionalice el uso de agroquímicos (Stonestrom et al., 2009), en consecuencia se afectan puntos críticos del ciclo hidrológico como los flujos de superficie y los recursos subterráneos (Fohrer et al., 2005). En este panorama actual la escasez de recursos hídricos también está ligada a procesos de urbanización e industrialización por lo que el manejo efectivo del agua se ha vuelto crítico (Jiang, 2009).

Se calcula que por año se extraen 3,600 km³ de agua para consumo humano, de los cuales el 69% de dicha extracción se destinan para uso directo o indirecto en la agricultura, de este porcentaje, cerca del 34% se pierde por evapotranspiración (FAO). Estas cifras sugieren que la agricultura sea un sector en el que se puedan desarrollar técnicas para un aprovechamiento eficiente del agua, respecto a esto se ha estudiado que el manejo del agua es efectivo a escalas pequeñas, sin embargo a escalas regionales es difícil controlar las pérdidas y se deben generar estrategias para la recuperación y reutilización del recurso. Desde el punto de vista agronómico la forma de aprovechar el agua está relacionada con el manejo del agrosistema que comprende tipo de labranza, selección espacial, tipos e interacción de cultivos, cantidad de materia orgánica en el suelo entre otras estrategias que pueden ser una alternativa a gran escala (Yan et al., 2015; Liu et al., 2008).

2.7.- Relación entre las características físicas del suelo y manejos agrícolas con el aprovechamiento de agua

El desarrollo de la agricultura se basa predominantemente en el uso del suelo. El suelo se puede describir como la zona de interacción de la atmósfera, hidrosfera, biosfera y litosfera; es un sistema complejo de cuerpo natural tridimensional, dinámico y activo en el espacio y tiempo. Particularmente en la litosfera o cubierta edáfica, el material litosférico es transformado por la acción atmosférica, relieve, organismos y tiempo, los cuales son factores formadores del suelo que generan la variabilidad espacial de la pedosfera (Karlen et al., 1997).

En el suelo se llevan a cabo la formación de minerales, descomposición de materia orgánica y formación de estructuras. Estas transformaciones ocurren porque el suelo es una matriz porosa cuya composición está dada por partículas sólidas de diferentes proporciones y por aproximadamente 50 por ciento de poros dinámicos que contienen agua y aire. Las funciones ecológicas del suelo comprenden la producción de biomasa, regulación de reacciones químicas implicando aquellas que se consideran potencialmente contaminantes y como medio natural de plantas y organismos vivos. Otras funciones del suelo también están relacionadas con actividades humanas como ser un medio físico de soporte para construcciones, fuente de materias primas y medio de aprovechamiento que sostiene la actividad agrícola (Karlen et al., 1997).

Posiblemente para la agricultura, la relación agua-suelo-planta sea una de las interacciones más importantes ya que determina la producción de biomasa. Para que exista el transporte hídrico a través de la planta, el agua debe llegar al

suelo por medio del ciclo hidrológico en donde el agua de precipitación es captada por la matriz del suelo. El transporte preferencial de agua en el medio poroso del suelo tiene predominantemente dos regiones de flujo diferentes como se ilustra en la Figura 3, estos flujos están asociados a condiciones no perturbadas en la que hay presencia de agregados de suelo que a su vez favorecen la formación de macroporos continuos en donde ocurren las rutas de flujo preferencial. El fenómeno anterior es relevante ya que el transporte de solutos incluidos los contaminantes son estudiados con base a esta dinámica (Guillén, 2008).

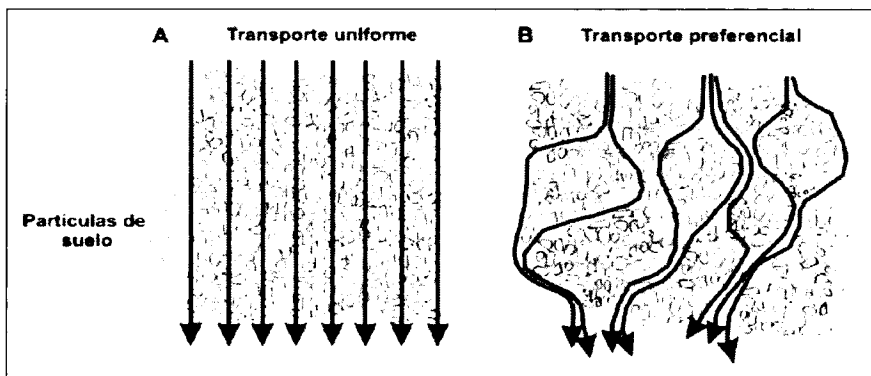


Figura 3. Esquema del transporte preferencial y uniforme del agua en suelo (Guillén, 2008)

El agua dentro del suelo en cuanto a su importancia y disponibilidad para la agricultura se clasifica en tres tipos: gravitacional, es el agua que se introduce y fluye a través del suelo por efecto de las fuerzas gravitatorias; capilar, es el agua que se mantiene por tensión superficial sobre las superficies de las partículas y agregados del suelo, y rellenando huecos y poros capilares interparticulares, esta engrosa la lámina de agua higroscópica a la que se une y rodea. Dentro de ella distinguimos el agua capilar absorbible y la no absorbible (Haines, 2000).

El agua capilar no absorbible se introduce en los tubos capilares más pequeños <0.2 micras. Está fuertemente retenida y no es aprovechable por las plantas; la fuerza de succión es de 13-15 atmósferas. El agua capilar absorbible la que se encuentra en tubos capilares de 0.2-8 micras, la cual es absorbible por las plantas y útil para la vegetación ya que constituye la reserva durante los periodos secos. El agua higroscópica es la que se mantiene fuertemente adherida a las partículas por fuerzas de adhesión de origen molecular. Forma una lámina alrededor de las partículas cuyo espesor es de unas decenas de moléculas de agua. La figura 4 representa gráficamente los tipos de agua descritos

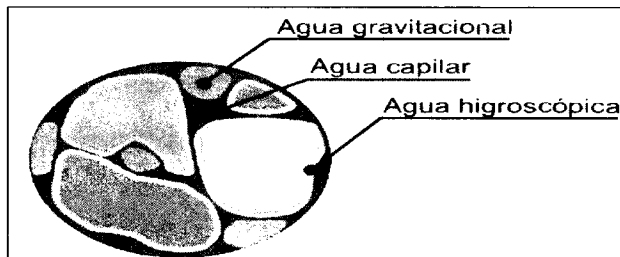


Figura 4. Clasificaciones de tipos de agua en suelo
Fuente: <https://edafologia2urjc./2.+Tipos+de+agua+en+el+suelo>

El movimiento de agua en suelo tomando en cuenta los flujos mencionados sigue la ley de Darcy publicada en 1856. Describe el volumen de agua que circula a través de una superficie con respecto al tiempo; se asume que el suelo es un espacio poroso homogéneo y saturado y que el flujo vertical puede ser descrito por la ecuación

$$q = -K \frac{\delta H}{\delta Z} \quad (1)$$

Donde

q = velocidad de flujo [L/s]

$\frac{\delta H}{\delta z}$ = carga hidráulica en dirección de flujo

K = conductividad hidráulica [cm/s]

La conductividad hidráulica (K_s) definida como la capacidad del medio poroso para transmitir agua se ve afectada por la textura, tamaño y forma de poros, viscosidad del agua en el medio. La K_s (Tabla 2) es un parámetro que varía a lo largo del perfil del suelo al ser un medio heterogéneo, puede ser calculado mediante la determinación de la infiltración de agua en medio saturado; proceso mediante el cual el agua pasa a través de la superficie del suelo. Es una medida de la tasa a la cual el suelo es capaz de absorber la precipitación. Se mide en pulgadas por hora o milímetros por hora (Haverkamp et al., 1994). Las disminuciones en la tasa hacen que el suelo se sature. Si la tasa de precipitación excede la tasa de infiltración, se producirá escorrentía a menos que exista alguna barrera física. En la infiltración intervienen dos fuerzas: la gravedad y la capilaridad. Los poros muy pequeños empujan el agua por la acción capilar. La tasa de infiltración se ve afectada por características del suelo como la facilidad de entrada, la capacidad de almacenaje y la tasa de transmisión por el suelo (Madsen et al., 2007).

Tabla 2. Cuadro de evaluación de K_s . FAO

K_s (cm hr ⁻¹)	Evaluación
0.8	Muy baja
0.8-2.0	Baja
2.0-6.0	Moderada
6.0-8.0	Moderadamente Alta
8.0-12.5	Alta
>12.5	Muy Alta

La capa superior de materia orgánica que no ha presentado descomposición, tiene una función protectora en el suelo contra la acción de la lluvia, el suelo que no lo tiene puede presentar menor permeabilidad. En las áreas con vegetación densa, los aceites de las hojas pueden extenderse sobre la superficie del suelo, creando grandes áreas de suelo hidrofóbico (Moret et al., 2007). Otros eventos que pueden bajar las tasas de infiltración o bloquearla son los restos de plantas secas que proporcionan resistencia a cambios extremos en temperaturas. Una vez que el agua se ha infiltrado se desplaza a profundidades mayores favoreciendo la recarga de mantos freáticos y acuíferos.

La formación de poros y agregados en la estructura del suelo tienen un efecto directo en la infiltración de agua, autores como Lin et al., (1996) reportaron que un suelo con el 10 por ciento de macroporos y mesoporos contribuyen con el 89 por ciento del flujo de agua a través del suelo. Además de la ventaja que representa que un suelo tenga macroporos en su estructura se agrega el factor rendimiento, ya que las raíces penetrarán con mayor facilidad en el suelo.

Varios autores plantean que la porosidad y formación de agregados en suelo están asociadas a cierto tipo de labranza bajo determinadas condiciones y tipo de suelo, por ejemplo algunos suelos de texturas predominantemente arcillosas en donde se ha implementado labranza convencional presentan menor compactación, menor densidad aparente, mayor cantidad de agregados y porosidad total mayor que cuando fueron tratados con labranza cero. El contraste ocurre con suelos arenosos y limo arenosos que en las mismas condiciones se tiene un efecto adverso con la labranza convencional ya que se reportó menor

volumen de poros y los tamaños de éstos eran menores a 30 mm, en dicho sistema la formación de agregados, porosidad total fueron favorecidas con labranza cero (Schjønning & Rasmussen, 2000).

Suelos que con labranza cero presentan valores de infiltración altos han sido estudiados y se ha observado que este flujo activo se debe a la cantidad de macroporos y agregados formados por las raíces de cultivos, mesofauna y materia orgánica restante. Lipiec et al. (1995) estudiaron que un mismo tipo de suelo bajo diferentes métodos de labranza (convencional, mínima y cero) tienen diferencias en la porosidad y agregados y por consecuencia en la infiltración de agua.

Las propiedades físicas del suelo están relacionados con el transporte hídrico, por ejemplo la textura, que describe el tamaño de las partículas del suelo clasificándolo según la Figura 4 señala que en cuanto mayor sea el tamaño de partícula, mayor será la velocidad de infiltración y menor la cantidad de agua retenida en el sistema; los suelos con textura arenosa tienen una alta permeabilidad en comparación con los suelos en donde predominan las texturas arcillosas (Haines, 2000). En general se puede atribuir a cada tipo de textura un determinado comportamiento hídrico en suelo:

-Suelos arenosos: presentan el tamaño de partícula más grande (0.05-2.00 mm) por lo que son suelos muy permeables por predominancia de macroporos, los cuales tienen mayor cantidad de aire que de agua. La capacidad de campo (CC) y el agua disponible para la planta (ADP) es baja respecto a suelos limosos y arcillosos. No poseen una gran capacidad de retención de agua (USDA).

-Suelos limosos: Tamaño de partícula de entre 0.05-0.002 mm. Este tipo de suelos pueden variar sus propiedades hidráulicas de acuerdo a la estructura del

suelo. Presentan valores más altos de CC y ADP respecto a los de textura arenosa, por lo tanto su capacidad de captación de agua es mayor. La proporción de agua-aire en el medio poroso suele estar equilibrada en condiciones de no saturación (USDA)

-Suelos arcillosos: tienen el tamaño de partícula más pequeño (<0.002 mm) de la clasificación. Presentan riesgo de escorrentía debido a la compactación generada por el tamaño de partícula ya que predominan los microporos que les permiten retener agua en la matriz del suelo al infiltrarse con velocidades bajas. Suelen tener altos valores de punto de marchitez permanente (PMP) al retener fuertemente el agua, en consecuencia el agua disponible para las plantas es menor (USDA).

-Se puede calcular la porosidad del suelo relacionando tres parámetros importantes como densidad aparente (segundo cociente de la diferencia en el numerador en g cm^{-3}) y densidad real (denominador y primer cociente del numerador en g cm^{-3}) por medio de la siguiente ecuación:

$$\eta = \frac{\frac{mm}{Vm} - \frac{mm}{V}}{\frac{mm}{Vm}} \times 100 \quad (2)$$

Donde

m_m = masa seca del suelo [g]

V_m = Volúmen de la fase sólida del suelo [cm^3]

V = Volúmen total del suelo [cm^3]

η = Porosidad

La suma de los porcentajes de los poros dan como resultado tres tipos de tamaño de poros:

- Macroporos: con un diámetro $> 100 \mu\text{m}$ favorecen la aireación e infiltración de agua permitiendo la percolación del agua gravitacional
- Mesoporos: con diámetro entre $30\text{-}100 \mu\text{m}$ almacenan agua y favorecen el transporte capilar para las plantas
- Microporos: con diámetro menor a $30 \mu\text{m}$ se almacena agua sin estar disponible para las plantas.

El tamaño de los poros que predomine determina el tipo de suelo y grado de compactación de la estructura. (USDA).

La estructura del suelo es un arreglo complejo que involucra la formación de agregados que se componen de diferentes tamaños de partícula, materia orgánica, minerales y otras sustancias cementantes. La estructura del suelo está estrechamente relacionada con la cantidad de materia orgánica ya que estas aglomeraciones forman micro, meso y macroagregados (Franzluebers, 1999).

Los agregados del suelo son partículas donde las fuerzas de unión entre sí superan a las existentes entre éste y otros grupos adyacentes y por estructura, al arreglo u ordenamiento espacial de los agregados y poros en el suelo (Oades 1984). En suelos donde las partículas están agregadas, el diseño y la perdurabilidad del espacio poroso dependen en gran medida de la forma, tamaño, distribución y estabilidad de los agregados (Lynch, Bragg 1985; Quirk, Murray 1991). Consecuentemente, en estos suelos el movimiento y la disponibilidad del

agua y aire pueden estar influenciados por el estado de agregación. La naturaleza de la estabilidad de los agregados depende de la relativa cantidad y fuerza de varios tipos de asociaciones órgano-minerales (Jastrow, Miller 1998). La macroagregación es controlada por el manejo agrícola ya que la ruptura de los agregados de gran tamaño es producto de la cantidad, frecuencia e intensidad de las labores ya que los agentes enlazantes y sustancias adhesivas orgánicas (raíces, hifas de hongos y organismos rizosféricos) son afectadas. Contrariamente a lo que sucede con los macroagregados, los microagregados (<250 μm) no son alterados por el humedecimiento ni tampoco por disturbios mecánicos incluyendo las labores de labranza (Oades, 1993).

Uno de los principales problemas relacionados con la agricultura y con las características físicas del suelo que afectan los flujos hídricos es la compactación del suelo, el cual, es un parámetro de calidad del mismo. Esta se define como el proceso en el cual las partículas del suelo se re-arreglan para cubrir el espacio vacío de la matriz y estar en contacto próximo una partícula con otra aumentando la densidad aparente del suelo y modificando la porosidad de éste (Soil Science Society of America, 1996). En consecuencia se relaciona con los agregados del suelo ya que se modifica la cantidad de éstos, la forma y tamaño. La compactación del suelo disminuye el rendimiento de biomasa ya que interfiere con la actividad microbiana, el abastecimiento y almacenamiento de agua, disminuye el transporte de nutrientes, lo que hace necesario aumentar la fertilización y el uso de riego. Lo anterior incrementa los costos de producción y fomenta la degradación de suelos (Defosse & Richard, 2002).

En estudios hechos en Europa y Australia, se estima que la compactación del suelo es responsable de la degradación de 33 millones de hectáreas (ha) de suelo en Europa y 4 millones de ha en Australia (Carder & Grasby, 1986). En el caso de México se han hecho diversos estudios de degradación de suelos por efecto humano, uno de esos estudios publicados en el 2013 por la Universidad Autónoma de Chapingo (UACh) y la Comisión Nacional Forestal (Conafor), indican que el 61.7% de la superficie nacional es afectada por erosión hídrica, eólica, química y física. Relacionado a estos datos, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y el Colegio de Posgraduados (CP) estimaron que la degradación química es la principal causa de degradación de suelos, afectando al 17.8% del país (34.4 millones de ha), seguida por la erosión hídrica que afecta al 11.9% (22.72 millones de ha), la eólica que afecta 9.5% (18.12 millones de ha) del país y la física que afecta al 5.7% (10.84 millones de ha). De los datos anteriores se sabe que las actividades pecuarias, seguidas por las agrícolas son las principales actividades que desencadenan los diversos tipos de degradación de suelo y que entre los principales factores se encuentran compactación de éste y la sobrefertilización por malas prácticas agrícolas frecuentemente asociadas a sistemas de agricultura convencional (McGarry, 2001).

El uso inadecuado de maquinaria, el cultivo intensivo y manejo inadecuado del suelo favorecen la compactación de éste, fenómeno que es común en un amplio rango de suelos y climas. Algunos de los factores que más influyen en la compactación del suelo son el bajo contenido de materia orgánica y la labranza excesiva. En algunas publicaciones, se sugieren soluciones a la compactación

como son la disminución de la carga por eje y aumentar el área de contacto de las ruedas de la maquinaria con el suelo, reducir al mínimo el uso de maquinaria, incrementar el contenido de materia orgánica con retención de residuos de cosecha u otros, rotación de cultivos con aquellos que posean raíces profundas y fuertes, mantener la saturación de bases de suelo adecuada como sistema de regulación de estrés a las plantas en caso de que exista una tendencia a la compactación (Murphy et al., 2016).

Parámetros como la resistencia a la penetración del suelo y la infiltración de agua están relacionadas con la compactación. En especial la infiltración de agua en la superficie es un indicador de compactación en suelo ya que en suelos bien estructurados, con adecuada agregación, materia orgánica y suficientes poros permiten el paso del agua más fácilmente que aquellos compactados en los cuales la escorrentía superficial es más común (Hamza and Anderson, 2003).

Wiermann et al., (2000) han estudiado que el efecto a largo plazo de la labranza en sistemas agrícolas resulta en un daño permanente o destrucción de los agregados en suelo e impide la formación de nuevos agregados.

Algunas sugerencias en el manejo del suelo para evitar compactación en zonas áridas y semiáridas son: incorporación de materia orgánica en la superficie del suelo, disminuir el uso de maquinaria, seleccionar rotación de cultivos con raíces profundas capaces de penetrar suelos compactos y disminuir la labranza convencional (Moffat & Boswell, 1993). Según FAO, un indicador de calidad de suelo que se relaciona directamente con la compactación es la densidad aparente, ya que valores altos de este parámetro indican una disminución en el espacio poroso y aumento en la masa sólida, lo cual es desfavorable para el crecimiento

de raíces, la Tabla 3, indica los valores de densidades aparentes para suelos arenosos y su relación con el desarrollo radicular.

Tabla 3. Valores de densidad aparente que corresponden a la textura del suelo, USDA

Textura	Densidades aparentes ideales [g cm ⁻³]	Densidades aparentes que pueden afectar crecimiento radicular [g cm ⁻³]	Densidades aparentes que restringen el crecimiento radicular [g cm ⁻³]
Arena, areno-franco	<1.60	1.69	>1.80
Franco-arenosa, franco	<1.40	1.63	>1.80
Franco-arcilla-arenosa, franco, franco-arcillosa	<1.40	1.60	>1.75
Limosa, franco-limosa	<1.30	1.60	>1.75
Franco-limosa, franco-arcillo-limosa	<1.40	1.55	>1.65
Arcillo-arenosa, arcillo-limosa, algunas franco-arcillosas (35-45% de arcilla)	<1.10	1.39	>1.58
Arcillosa (>45% de arcilla)	<1.10	1.39	>1.47

En zonas de moderada y escasa precipitación la producción de cultivos de temporal está limitada por la precipitación y factores del suelo como contenido de materia orgánica, textura y estructura principalmente, afectan el almacenamiento del agua en el suelo (Unger et al., 1997). Las prácticas de manejo del suelo y de los cultivos que mejoran el almacenamiento de agua y su disponibilidad tienen el fin de aumentar el rendimiento agrícola (Imaz et al., 2010). El estrés hídrico es el principal factor limitante de la producción de cultivos en la mayor parte de las zonas agrícolas (Tullberg et al., 2007); es por ello que la investigación en las estrategias para conservar el agua en el suelo ha ido aumentando (Li et al., 2008). Se ha estudiado que la incorporación de residuos puede alterar la superficie del suelo y tener impacto en el almacenamiento de agua. Para que exista un aprovechamiento del recurso hídrico debe existir infiltración de éste a través de la

superficie del suelo, dicho fenómeno aumenta en suelos de tipo agrícola que incorporan capas de residuos vegetales ya que reducen el escurrimiento superficial y también reduce la degradación del suelo por impacto erosivo de las precipitaciones (McMaster et al., 2000).

La cantidad de agua presente en el suelo que está disponible para la producción de cultivos dependerá de cuanta agua de lluvia permanece en el suelo después de las pérdidas por escorrentía, evaporación y drenaje (Rashid et al., 2004).

Ya que la producción agrícola está relacionada directamente con la cantidad de agua que las plantas puedan aprovechar se ha definido el Agua Disponible para Plantas (ADP) como la máxima cantidad de agua que la planta puede disponer para su absorción en determinado perfil del suelo y se puede medir a través de la determinación de la Capacidad de campo (CC) o cantidad de agua que el suelo puede retener en contra de la gravedad una vez que se ha saturado y drenado; también se necesita conocer el Punto de Marchitez Permanente (PMP) que es el agua retenida a una presión de 15 bar y que no puede ser extraída para disponibilidad de las plantas. De esta forma se tiene que el ADP es el agua retenida entre CC y PMP; se calcula por la diferencia entre ellas: $ADP = CC - PMP$ (Muñoz-Carpena, 2004). Estas determinaciones de disponibilidad de agua se consideran como un indicador hídrico de calidad del suelo (Reynolds et al., 2009) ya que el almacenamiento de agua en la matriz del suelo depende de la textura, estructura y cantidad de materia orgánica que tenga éste. Lo anterior es relevante cuando se comparan diferentes manejos agrícolas, ya que estos tienen un efecto en la disponibilidad de agua. En el caso de la

textura, Reynolds observó que el ADP y la energía relacionada para que la planta pueda extraer dicha agua cambian con el contenido de arcillas en un suelo, siendo así que a mayor contenido de arcillas mayor la energía requerida para extraer agua y menor ADP.

La materia orgánica en el suelo tiene un efecto esencial en sus propiedades hidráulicas ya que retiene la humedad del agua para evitar la compactación. Se ha estudiado que manteniendo una cantidad adecuada de materia orgánica en el suelo, la estructura se estabiliza y hay resistencia a la degradación de éste. La materia orgánica une partículas minerales en el suelo (Zhang, 1994), proporciona impermeabilidad a los agregados y aumenta la fuerza mecánica de estos favoreciendo los enlaces interpartícula. Es importante mencionar que se reportan diferentes efectos en el suelo dependiendo del tipo de materia orgánica y las condiciones del suelo en las que es empleada. La diferencia en estos efectos está relacionada con la relación C/N, el rango de resistencia a la degradación, el tipo de suelo, condiciones ambientales como humedad, temperatura, y el tipo de materia orgánica, respecto a esta última se ha visto que aquella que se oxida fácilmente es la que tiene mayores efectos en las propiedades del suelo que la materia orgánica total (Ball et al., 2000). Por otro lado, Zahng (1994) reporta que la MO no humificada tiene un efecto mayor en la formación de agregados y en aumento de la porosidad.

Se ha visto que la incorporación de materia orgánica por los productores agrícolas ha mejorado los resultados de rendimiento y estructura del suelo, es poco común que la materia orgánica se incorpore por debajo de la superficie para evitar compactación de suelo por el factor económico y técnico que implica, ya que

el movimiento de suelo para incorporar materia orgánica entre los 20-30 cm implica empleo de mayor recurso económico (Khalilian et al., 2002).

En cuanto a la composición de la materia orgánica se ha estudiado que todos los tejidos vegetales contienen los mismos grupos de sustancias: lípidos, resinas, proteínas y carbohidratos pero la proporción de éstos son muy variables en las diferentes especies vegetales así como en los diversos momentos del ciclo vegetativo. Este hecho afecta el proceso de descomposición. Se ha demostrado que la transformación de los restos frescos se realiza por asociación microbiana. Así se ha verificado que al principio se desarrollan preferentemente grupos de bacterias no esporógenas que utilizan los materiales orgánicos como disacáridos, aminoácidos y proteínas, luego comienzan a ser sustituidos por bacterias esporógenas, las cuales pueden aprovechar compuestos más complejos como la celulosa, hacia el final del proceso existe un abundante desarrollo de actinomicetos que son capaces no sólo de aprovechar los compuestos estables de los restos frescos, sino también las sustancias húmicas recién formadas (Lundquist, 1999).

El contenido de materia orgánica (MO) de los suelos es muy variable. Un típico suelo de pradera (Molisol) puede contener de 5 a 6% de MO en los primeros 15 cm del perfil, mientras que un suelo arenoso aproximadamente tiene 1%. En tanto que un suelo pobremente drenado a menudo tiene contenidos de MO próximos al 10% o más y los suelos tropicales (Oxisoles) son conocidos por su bajos contenidos de MO. La MO tiene un efecto de cobertura y resistencia a la erosión del suelo y es favorable su contenido en suelos que han sido trabajados durante un periodo largo de tiempo (Marschner, 2003).

Un alto contenido de materia orgánica se asocia con una mejor calidad (Tabla 4) y mayor fertilidad del suelo. Es importante mencionar que la cantidad de materia orgánica tiene un valor máximo del 5% del peso total del suelo, del cual se ha calculado que el 85% de ese valor corresponde a la materia orgánica humificada, el 8.5% a las raíces vivas y el 6.5% al edafón. Considerando lo anterior se pueden hacer estimaciones a partir de valores de porcentaje de Carbono (C) total con la relación $\%MO = (\%C) (1.724)$, (Marschner, 2003).

Tabla 4. Valores teóricos reportados en literatura de materia orgánica en suelo, FAO

Interpretación	Rangos de porcentajes de materia orgánica [%]
Muy bajo	<0.9
Bajo	1.0 – 1.9
Normal	2.0 – 2.5
Alto	2.6 – 3.5
Muy Alto	> 3.6

En cuanto a las propiedades químicas que son modificadas en el suelo por efecto de la MO son la capacidad de intercambio catiónico (CIC), los cationes intercambiables (CI) y pH, principalmente. La CIC está asociada con la fertilidad del suelo ya que indica en términos de concentración la cantidad de cationes que puede ser retenida en la superficie del suelo, dichas cargas son proporcionadas principalmente por la fracción arcilla del suelo, materia orgánica y sustancias húmicas). Según una clasificación (Tabla 5) elaborada por Rioja Molina (2002); los suelos que presentan una CIC baja son suelos que presentan menor fertilidad.

Tabla 5. Valores de capacidad de intercambio catiónico del suelo, Rioja Molina

Interpretación	Rangos de porcentajes de CIC (Cmol kg⁻¹)
Muy Bajo	<6
Bajo	6 - 12
Medio	12 – 25
Alto	25 – 40
Muy Alto	> 40

La fracción de CI básicos y la concentración de éstos en el suelo (Tabla 6) ocupa posiciones en los coloides del suelo que se refiere a saturación de bases. En el caso en el que el suelo presente valor 7 (en estado neutral) su saturación de bases llega a un 100% y se interpreta que no se encuentran iones hidrógeno en los coloides, este parámetro está relacionado por el pH de suelo. A su vez, la presencia de cationes en el suelo indica que pueden funcionar como macro o micronutrientes para los cultivos agrícolas (FAO, 2016).

Tabla 6. Valores de cationes intercambiables del suelo, Rioja Molina

Interpretación	Rangos de porcentajes de CI (Cmol *kg⁻¹)			
Catión	Na	K	Ca	Mg
Muy bajo	0.0-0.3	0.0-0.3	0.0-0.35	0.0-0.6
Bajo	0.3-0.6	0.3-0.6	3.5-10	0.6-1.5
Normal	0.6-1.0	0.6-0.9	10-14	1.5-2.5
Alto	1.0-1.5	0.9-1.5	14-20	2.5-4.0
Muy alto	>1.5	1.5-2.40	>20	>4.0

En el caso del pH, éste determina el grado de adsorción de iones (H⁺) por las partículas de suelo e indica si un suelo es ácido o alcalino. Según FAO (20016) es un indicador relevante en la disponibilidad de nutrientes para la planta ya que influye en la solubilidad, movilidad, disponibilidad de nutrientes e interacción con contaminantes agrícolas. Este parámetro es biológicamente importante ya que tiene efecto en sistemas biológicos como la acción de los microorganismos que

llevan a cabo procesos biogeoquímicos, ya que en valores extremos de pH ya sea muy ácidos o muy básicos la actividad biológica es inhibida al igual que el crecimiento de biomasa en cultivos agrícolas. Por convención internacional y reportado en el trabajo de Rioja Molina (2002) los suelos que se clasifican como moderadamente ácidos y neutros de acuerdo a su valor de pH, son adecuados para la actividad agrícola.

Tabla 7. Valores de pH en suelo según el Natural Resources Conservation Service

Denominación	Rngo de pH
Ultra ácido	<3.5
Ácido extremo	3.5-4.4
Ácido muy fuerte	4.5-5.0
Ácido fuerte	5.1-5.5
Moderadamente ácido	5.6-6.0
Ligeramente ácido	6.1-6.5
Neutro	6.6-7.3
Ligeramente alcalino	7.4-7.8
Moderadamente alcalino	7.9-8.4
Alcalino fuerte	8.5-9.0
Alcalino muy fuerte	>9.0

En el caso de la conductividad eléctrica (CE), ésta tiene una influencia en la forma en la que el suelo va a interactuar con los nutrientes cargados u otras sustancias como los contaminantes ya que indica la facilidad del medio para transportar un flujo iónico que será detectado como corriente eléctrica (Tipler, 2004). Para fines edafológicos, Rioja Molina generó una escala estándar que indica cómo es la conductividad eléctrica en suelo tomando en cuenta que los suelos salinos con alta CE tendrán dificultades para cultivar especies agrícolas (Tabla 8).

Tabla 8. Valores de Conductividad Eléctrica. Rioja Molina.

Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Influencia sobre los cultivos
<0.35	Inapreciable
0.35 – 0.65	Ligera (solo afecta cultivos sensibles)
0.65 – 1.15	Media (precauciones con toda clase de cultivos)
>1.15	Intensa (solo deben cultivarse especies resistentes)

2.8.- Herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético como contaminante en suelo de uso agrícola: descripción química, efectos en la salud e impacto ambiental

El ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) es un herbicida sistémico hormonal auxínico muy común, usado en el control de malezas de hoja ancha. Es uno de los cuatro herbicidas más usados en México, el tercer herbicida más utilizado en América y el más usado en el mundo (Bejarano et al., 2007). Posee una masa molar de $221.04 \text{ g mol}^{-1}$ y un Pka 2.6 que indica que es un ácido débil que se disocia parcialmente en medio acuoso. Tiene un punto de fusión de 140°C y presenta solubilidad en agua: 900 mg L^{-1} a 25°C . Reporta un tiempo de vida media en suelo de 7-14 días (Luciano., Merini., et al., 2007).

El 2,4-D se descompone por hidrólisis, fotólisis y por acción biológica. Los metabolitos principales son el a) 2,4-diclorofenol (DCP) y b) 4-clorofenol (Bejarano et al., 2007), ver Figura 5.

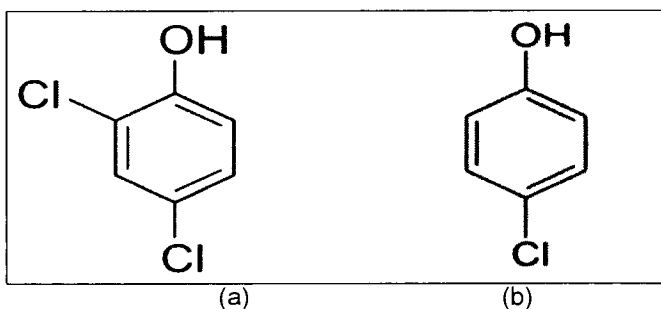


Figura 5. Metabolitos de descomposición de 2,4-D más comunes
Fuente: <http://www.scielo.br/scielo>

Según la clasificación recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), el 2,4-D tiene una clasificación de II: moderadamente peligroso. Se considera ligeramente tóxico en forma oral (toxicidad clase III) y altamente tóxico en cuando hay exposición de los ojos (toxicidad clase I). Aunque la LD₅₀ del 2,4-D sugiere que sólo es moderadamente tóxico, está clasificado como altamente tóxico, debido a incidentes relacionados con grave irritación de la piel y de los ojos, entre trabajadores agrícolas (Bejarano et al., 2007). La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (que forma parte de la OMS), coloca a todos los herbicidas clorofenoxi, incluido el 2,4-D, dentro del Grupo 2B: posiblemente carcinogénico para los seres humanos.

En países como Canadá, Dinamarca, Noruega, Suecia y en algunas provincias de Argentina se prohíbe el uso del herbicida 2,4-D; mientras que en otros países hay restricciones de uso, por ejemplo, en Estados Unidos, la EPA establece el nivel máximo de 2,4-D permitido en las fuentes de abastecimiento de agua potable, de 70 µg de 2,4-D por litro de agua potable (Gandhi & Snedeker, 2005).

En México, la norma que regula la calidad del agua para uso y consumo humano es la modificación de la NOM-127-SSA1-1994, publicada en el año 2000 "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización"; en esta norma se incluyen los límites permisibles para algunos herbicidas incluyendo el ácido 2,4-diclorofenoxiacético, tal límite permisible se ha fijado en 30 mg de 2,4-D, por litro de agua potable.

Por otro lado, la norma NOM-052-SEMARNAT-2005 clasifica el 2,4-D y su principal metabolito de descomposición, como residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

El límite máximo permisible para el herbicida cuando se somete a la prueba de extracción para toxicidad, conforme a la norma antes mencionada, es de 10 mg*L⁻¹.

Se ha reportado toxicidad asociada al herbicida 2,4-D en su interacción con macrofauna, como ejemplo, se reporta nefrotoxicidad en ratas debido a interacciones del herbicida con el ácido tiobarbitúrico que provoca la inactivación de enzimas, eventualmente esto lleva a la degeneración celular del tejido (Afef., Nejla., et al, 2011). Otros estudios en ratas reportan deformación del sistema óseo provocando una inadecuada mineralización ósea, cuyos efectos alcanzan la progenie de la primera generación (Tayeb., Nakbi., et al., 2013). A nivel celular los mismos autores reportan en otros estudios que existe una deformación y daño metabólico en eritrocitos de ratas ya que el 2,4-D afecta la síntesis de ácidos grasos provocando deformación celular, esto ocasiona que el transporte de oxígeno efectuado por los eritrocitos sea ineficiente.

Este herbicida también tiene efectos en el medio ambiente, directamente en el suelo en donde se aplica se ha encontrado que disminuye su población microbiana del suelo y cuando se encuentra en agua inhibe el crecimiento de macrofitos acuáticos (Zalaboy., Garland., Góme, 2008). Otro estudio ecológico asociado al 2,4-D reporta que en aguas en donde se desecha deliberadamente existe una disminución en la población de moluscos sedentarios (Albez. & Oliveira, 2014). El herbicida 2,4-D presenta reacciones de fotodescomposición y electro biológicas que han dado como resultado metabolitos que tienen un tiempo de vida media más largo que el de la molécula íntegra del 2,4-D estos son fenólicos en su mayoría: Ortoclorofenol ácido acético (2-PCA), 4-Clorofenol, 2,4-Diclorofenol, Fenol y ciclohexano (PhoH) (Zahng., Cao., et al).

El herbicida 2,4-D es un modelo de sustancia con comportamiento químico único en el suelo ya que tiene tanto rápida degradación como rápido movimiento en medio acuoso que le permite transportarse a través del suelo. El 2,4-D tiene un tiempo de vida media de 7 días y puede degradarse completamente en un periodo de 20 días, sin embargo es capaz de transportarse rápidamente por medio del agua debido a su alta solubilidad, baja masa molecular, mediana volatilización y una carga negativa que interacciona con valores bajos de pH en el suelo (Vieuble Gonod et al., 2003). Sin embargo, dichos fenómenos de degradación ocurren en la superficie del suelo o en los primeros centímetros del perfil de suelo, por lo que es importante conocer el mecanismo de transporte de este herbicida para anticipar un comportamiento en zonas profundas del suelo cercanas a zonas freáticas (Linn et al., 1993).

2.9.- Transporte de contaminantes solubles en agua en la matriz del suelo

Existen en general tres tipos de transporte de agroquímicos solubles predominantes en el suelo:

- Lixiviación. Es el desplazamiento e infiltración de los compuestos contaminantes con el agua como vehículo a través del perfil de suelo. La lixiviación se encuentra condicionada por la dinámica del agua, estructura del suelo y las características fisicoquímicas del contaminante. Por este mecanismo, los acuíferos se contaminan frecuentemente (Cruz-Guzmán, 2007).
- Adsorción/desorción. Es el equilibrio fisicoquímico dinámico que ocurre en la retención del sorbato (contaminante) por la superficie del adsorbente (suelo) y que tiene que ver con la superficie específica de las partículas y con la estructura de éstas. En tales interacciones puede existir quimisorción o fisorción (Cruz-Guzmán, 2007).
- Escurrimiento superficial. Se presenta cuando la tasa de alimentación del riego o la precipitación pluvial excede la capacidad de infiltración del suelo y algunos contaminantes por sus características químicas polares se disuelven en el agua (Cruz-Guzmán, 2007).

Estudios previos han demostrado que la sorción del herbicida 2,4-D en suelo es predominantemente controlada por el contenido de materia orgánica cuando es alto (Dorado et al., 2003). En la literatura existe muy poca información de cómo es

el comportamiento del 2,4-D relacionado con manejos agrícolas, sin embargo hay artículos que exponen el comportamiento químico del 2,4-D en superficies orgánicas similares a la composición de la cobertura y residuos vegetales empleadas en este estudio, tal es el caso de lo que reporta Gonzalez et al., 2012 en donde el 2,4-D tiene mayor facilidad de acumularse en materia orgánica que contenga celulosa, hemicelulosa, lignina, sílice y proteínas debido a los grupos carboxil, hidroxil y amida.

En el caso de la adsorción del 2,4-D, el tamaño de partícula del adsorbente es importante ya que tiene una influencia directa en la eficiencia de la sorción, es decir incrementando la superficie de contacto de la partícula del adsorbente habrá mayor retención de contaminante (Mitrogiannis et al., 2015). Además del comportamiento químico del herbicida en suelo y de la forma en que se pueda retener debido a la materia orgánica, pH e interacciones electrostáticas; el 2,4-D es un herbicida soluble en agua que en la matriz del suelo tendrá un comportamiento físico (por efecto de transporte) en función de la dinámica del agua en el suelo como detallan los siguientes apartados.

2.10.- Tipos de adsorción que presentan los agroquímicos solubles en agua y modelación lineal de los equilibrios de sorción que presenta el 2,4-D

Existen tres principales tipos de adsorción que presentan los agroquímicos (contaminantes) al interactuar con superficies.

I. A la adsorción del primer tipo se le llama adsorción por intercambio. Es un proceso mediante el cual los iones de una sustancia se concentran en una superficie como resultado de la atracción electrostática en los lugares cargados de la superficie. Para dos adsorbatos iónicos posibles, a igualdad de otros factores, la carga del ion es el factor determinante en la adsorción de intercambio (Tejeda, 1997).

II. La adsorción física. Tiene lugar debido a las fuerzas de Van del Waals. En este caso, la molécula adsorbida no se encuentra fija en un lugar específico de la superficie, por lo que se traslada dentro de la interfase. Esta adsorción en general, predomina a bajas temperaturas (Tejeda, 1997).

III. Quimisorción. Se da por interacciones químicas de la superficie y el adsorbato. Las energías de adsorción son elevadas, del orden de las de un enlace químico, debido a que el adsorbato forma enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente. Esta adsorción suele estar favorecida a una temperatura elevada (Tejeda, 1997).

La mayor parte de los fenómenos de adsorción, son combinaciones de sus tres formas.

La medida de la adsorción del herbicida por el suelo y sus componentes, suele llevarse a cabo mediante la obtención de isothermas de adsorción, que se

miden experimentalmente en el laboratorio, haciendo interaccionar cantidades conocidas de adsorbente con disoluciones a diferentes concentraciones iniciales de herbicida a una temperatura determinada. Representan la cantidad de plaguicida adsorbido (C_s), frente a su concentración en la disolución de equilibrio (C_e). La forma de la isoterma está relacionada con el mecanismo de adsorción, naturaleza de la molécula por adsorber y la superficie adsorbente (Tejeda, 1997).

Existen cuatro tipos de isotermas de sorción: tipo S, L, H y C, de las cuales por la naturaleza química del herbicida 2,4-D y su solubilidad en suelo, se espera que presente una sorción tipo C (Prado et al. 2014). Las isotermas tipo C o de reparto constante se caracterizan por presentar una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo en la disolución de equilibrio (Cruz-Guzmán, 2007).

En obtención de resultados con isotermas de sorción es necesario plantear una modelación de los equilibrios con el objetivo de buscar relaciones teóricas entre la concentración del soluto en solución y la adsorbida.

Para los tipos de sorción C el modelo lineal suele ajustarse adecuadamente al comportamiento químico de sistema. La proporción entre las concentraciones en las fases líquida y sólida se conserva, la concentración del soluto adsorbido es directamente proporcional a la concentración en solución y no es necesario el tratamiento matemático de los datos para linealizar la representación gráfica. El comportamiento fisicoquímico esta dado por la ecuación.

$$C_s = K_D C_L \quad (3)$$

Donde

C_S : concentración adsorbida (mg soluto * g suelo⁻¹)

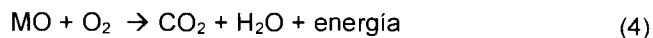
C_L : concentración en solución (mg soluto * L solución⁻¹)

K_D : coeficiente de distribución del modelo lineal (L * g⁻¹)

2.11.- Relación de la respiración del suelo con la presencia del herbicida 2,4-D como sustrato y ecuación de degradación del herbicida

La respiración del suelo es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se pone de manifiesto a través del desprendimiento del CO₂ o el consumo del O₂ resultante del metabolismo de los organismos vivos existentes en el suelo.

Todos los microorganismos heterótrofos tienen la propiedad de degradar la materia orgánica, obteniendo la energía que necesitan para su desarrollo a través de la descomposición de compuestos orgánicos tales como celulosa, proteínas, nucleótidos y compuestos humificados. En estas reacciones redox de la materia orgánica por los microorganismos (respiración microbiana), el oxígeno funciona como aceptor final de electrones obteniéndose como producto final del proceso CO₂ y agua. La reacción general de descomposición de la materia orgánica (MO) por los microorganismos heterótrofos se representa con la ecuación química (4).



Por tanto, la actividad metabólica de los microorganismos del suelo puede ser medida mediante el desprendimiento de CO₂ o el consumo de oxígeno (Nannimpieri et al., 1990). Existen diferentes definiciones relacionadas con el

tema. El término respiración del suelo hace referencia a la actividad biológica global de la biota del suelo, incluyendo a los microorganismos, macroorganismos y las raíces de las plantas (Parkin et al, 1996), mientras que la respiración microbiana refleja exclusivamente la actividad metabólica de los microorganismos.

La medida de la respiración es un parámetro indicador de la actividad microbiológica existente en el suelo que puede medirse bajo condiciones naturales, o en laboratorio, donde las condiciones experimentales de humedad y temperatura deben ser controladas. La respiración del suelo medida en campo será indicador de la actividad biológica global del suelo, mientras que las medidas en laboratorio proporcionan datos de la actividad microbiológica existente en el mismo.

La cuantificación de CO_2 contenido en una muestra de suelo puede determinarse por valoración analítica de reacciones ácido-base que estiman la concentración del gas indirectamente, es decir que el CO_2 reacciona estequiométricamente con el hidróxido de sodio (NaOH) por lo que las moléculas de NaOH que no reaccionaron pueden ser cuantificables por medio de la valoración y así estimar la cantidad de CO_2 por variaciones en la concentración de NaOH.

Como se ha mencionado anteriormente, en el suelo hay actividad biológica que tendrá un impacto en el tiempo en el que el herbicida se degrada en un 50% (tiempo de vida media), lo cual se convierte en una característica fisicoquímica importante de la sustancia porque es un criterio para determinar la persistencia del contaminante en suelo, para este fin, la ecuación propuesta por Hang y Nasseta

(2003) describe la degradación de un contaminante o herbicida 2,4-D en el caso de este estudio.

$$C = C_{inic} e^{-0.693\left(\frac{T}{T_{0.5}}\right)} \quad (5)$$

Donde:

C_{inic} : concentración inicial de atrazina en el momento de tiempo $T= 0$

C : concentración en el tiempo T ,

$T_{0.5}$ es el tiempo de vida media o tiempo en el cual la concentración de atrazina es la mitad de la concentración inicial

$\mu=0,693/T_{0.5}$: coeficiente que expresa la velocidad de degradación del plaguicida en el suelo (min^{-1})

El método empleado en este trabajo es una adaptación de varios métodos. Se basa en la estimación del CO_2 desprendido durante la incubación del suelo en un sistema cerrado. Cuando este gas es absorbido por el NaOH, cada molécula de CO_2 , neutraliza algunos iones de OH^- presentes y forma carbonato (CO_3^{2-}). Después de precipitar el CO_3^{2-} con un exceso de BaCl_2 de modo que no siga reaccionando, se valora el NaOH restante con HCl para determinar cuánto OH^- queda. La diferencia entre el OH^- total con el que se empezó y el OH^- obtenido al final, tal y como ha sido determinado por la valoración, equivale a la cantidad de CO_2 capturado.

III.- OBJETIVOS

3.1.- General

Conocer la influencia de diferentes manejos agrícolas (tipo de labranza, manejo de residuos, insumos orgánicos o sintéticos y disímiles arreglos de cultivos) en el movimiento de agua en suelo y su relación con el altamente soluble herbicida 2,4-D, en parcelas experimentales establecidas en Cocotitlán, Estado de México.

3.2.- Específicos

3.2.1.- Determinar la conductividad hidráulica y la retención de humedad en suelo con diferentes manejos agrícolas.

3.2.2.- Determinar la estabilidad de agregados de suelo y la porosidad para correlacionarlo con la capacidad de infiltración del suelo y el contenido de materia orgánica.

3.2.3.- Evaluar la calidad del agua en el suelo respecto a la presencia del ácido 2,4-diclorofenoxiacético como herbicida más utilizado en la región de estudio.

3.2.4.- Determinar si el 2,4-D es utilizado como sustrato de la microbiota del suelo y la forma en la que impacta en el tiempo de vida media del herbicida.

IV.- MATERIALES Y MÉTODOS

4.1.- Sitio de estudio

El sitio experimental se localiza en el municipio de Cocotitlán en la porción suroriental del estado de México (Figura 6), coordenadas $19^{\circ} 12' 18''$ y $19^{\circ} 14' 33''$ norte; y $98^{\circ} 49' 46''$ y $98^{\circ} 52' 52''$ oeste, a una altura de 2,300 msnm. El clima es templado subhúmedo C(w). La temperatura media anual es de 13.6°C , el mes más cálido es mayo y el mes más frío, enero; sin embargo, la diferencia no alcanza los 6°C . La precipitación media anual es 784 mm concentrada principalmente en los meses de abril a octubre. El tipo de suelo es Typic Ustivitrands (Soil Taxonomy), Andosol vítrico, éutrico epiarénico (WRB).

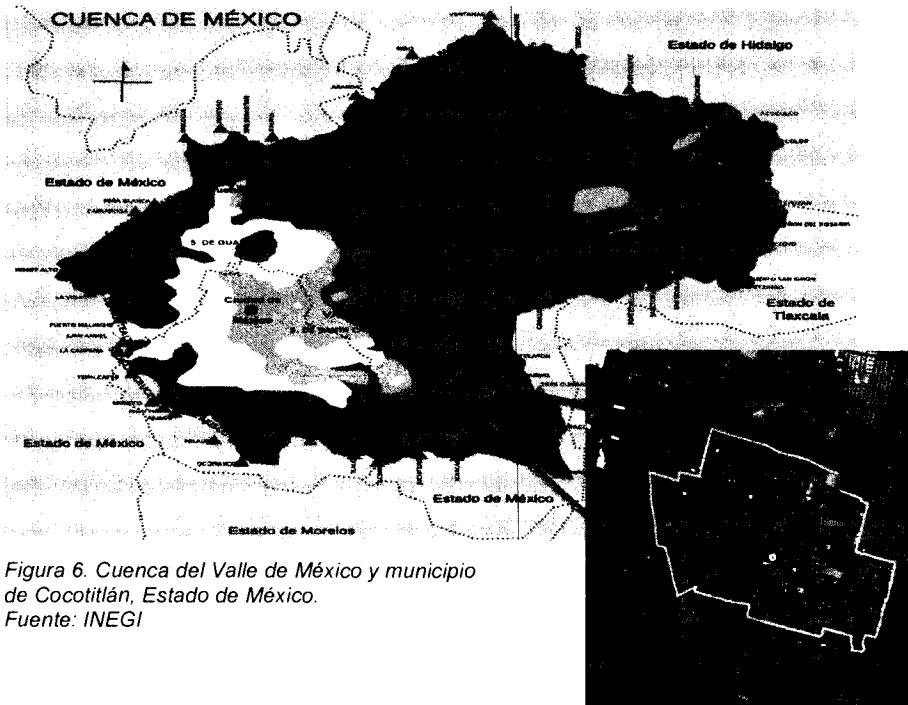
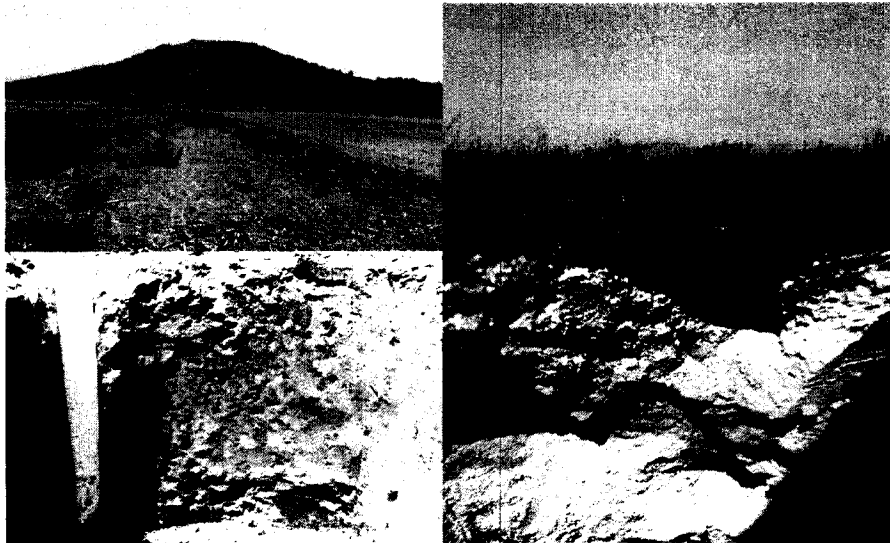


Figura 6. Cuenca del Valle de México y municipio de Cocotitlán, Estado de México.
Fuente: INEGI



*Figura 7. Suelo del sitio experimental: Cocotitlán, Estado de México
Fuente: Foto por Suástegui Méndez Enrique tomada de sitio de estudio*



*Figura 8. Algunos tratamientos experimentales: Cocotitlán, Estado de México
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada de sitio de estudio*

4.2.- Diseño experimental

El área experimental se subdivide en parcelas de 6.6 X 30 m (200 m²), en las cuales se establecieron 5 tratamientos (Tabla 9), dichos tratamientos fueron implementados en el año 2012. En total son 15 unidades experimentales en un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones. Todos los sistemas contemplan la producción de maíz (*Zea mays*) nativo raza chalqueño.

Tabla 9. Tratamientos en parcelas experimentales. Cocotitlán, Estado de México.

Tratamiento	Tipo de Labranza	Manejo de residuos	Fertilización	Manejo de arvenses	Manejo espacial de cultivos
CTMQH-r	Convencional	Sin residuos	Química	Herbicida y control mecánico	Monocultivo
CTMOC30r	Convencional	Incorporado (30%)	Orgánica	Control mecánico	Monocultivo
ZTRQH+r	Mínima	Retención (100%)	Química	Herbicida y control mecánico	Rotación
ZTROh+r	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Control mecánico	Rotación
ZTIOh+r	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Cobertura vegetal y control mecánico	Asociado

Para el análisis estadístico se realizaron pruebas de normalidad y homogeneidad a los datos obtenidos y se analizó la diferencia entre tratamientos por medio de ANOVA un factor aplicando el modelo estadístico Kruskal Wallis con un valor de confianza del 95%

4.3.- Implementación de experimentos

4.3.1.- Información de los tratamientos

Tipo de labranza

- Labranza convencional: consistió en una aradura, con un disco a 30 cm de profundidad (dos pasadas) y una rastra a 15 cm de profundidad, posteriormente se siembra, posterior al mes de la siembra se hace un trabajo (escarda con yunta) y a los dos meses otro (aterrado o aporque).
- Labranza mínima: para romper la capa superficial del suelo se realizó un arado subsuelo tipo Yeomans con un tractor a una profundidad de 25-30 cm, la siembra fue realizada con una sembradora.

Residuos y fertilización

- Residuos: los residuos del cultivo anterior se retuvieron sobre la superficie (+r), se integró el 30% (30r), o se retiraron (-r) dependiendo el tratamiento.
- Fertilizantes químicos: se utilizó urea en las siguientes proporciones para cada tratamiento: ZTRQh+r: (162.34 kg ha⁻¹); CTMQH-r (1ª aplicación 81.16 kg y 2a aplicación 162.34 kg ha⁻¹) fosfato triple de calcio: (00-46-00) en dos aplicaciones cada una 50 kg ha⁻¹.
- Fertilizantes orgánicos: se utilizó una mezcla de estiércol + polvo de roca + Microorganismos de Montaña sólidos: La aplicación de fertilizantes orgánicos se realizó de la siguiente forma para cada tratamiento: ZTROh+r y ZTIOh+r (1ª aplicación 3.3 toneladas de estiércol de borrego ha⁻¹ + 1 ton polvo de roca basáltica ha⁻¹ + 1.1 ton ha⁻¹ estiércol de gallina + 440 kg de

microorganismos de montaña ha^{-1}); CTMOC30r: (1^{a} 3.2 toneladas/ha de estiércol seco de borrego + 0.5 ton polvo de roca basáltica ha^{-1} + 440 kg de microorganismos de montaña ha^{-1} , 2^{a} 1.1 ton ha^{-1} de estiércol de gallina seco+0.5 ton de polvo de roca basáltica ha^{-1} incorporados al suelo en el momento de aporcar el cultivo). Para los tratamientos CTMOC30r, ZTROh+r y ZTIOh+r: aplicación foliar de biofertilizante Supermagro + microorganismos de montaña (líquidos) + agua (1:1:20).

Herbicida

En los tratamientos de CTMQH-r y ZTRQh+r se utilizó el producto comercial Hierbamina® (2,4-D) de una a dos aplicaciones de 3.1 L ha^{-1} promedio ya que variaba en dosis en algunas ocasiones, la aplicación se hacía los días 15 de mayo y 13 de junio. Para los tratamientos CTMOC30r, ZTROh+r y ZTIOh+r se omite el uso de herbicida y el control de arvenses se realiza de forma manual.

Control de plagas

Milpa orgánica caldo sulfocálcico (controla araña roja en frijol) 750 ml sulfcal: 19.25 L agua: 5 g de detergente en polvo.

Cultivos

- Monocultivo: maíz (*Zea mays*) nativo (chalqueño).
- Rotación: maíz nativo en un año y avena al siguiente ciclo. Para esto se dividió en dos cada parcela y en un año de sembró una parte con maíz y la otra con avena, invirtiendo al siguiente año, así se obtuvieron los dos cultivos en cada año.
- Policultivos: maíz nativo, asociado con calabaza, frijol y veza de invierno.

- Cosecha: maíz (grano y biomasa manual), frijol (grano manual), calabaza (fruto manual), avena para forraje (biomasa manual con guadaña).

4.3.2.- Toma de muestras de suelo

Muestras inalteradas: en cilindros y ligas de goma

Para las determinaciones de densidad aparente se muestreó con un dispositivo que consiste de una barrena y un cilindro de acero inoxidable con tapas herméticas de medidas conocidas y 100 mL de volumen. Se tomaron muestras a una profundidad de entre 0-15 cm de suelo con 5 repeticiones por cada una de las 15 parcelas experimentales. Las muestras inalteradas fueron transportadas en bolsas de plástico con el cilindro, por medio de una hielera, posteriormente fueron refrigeradas y almacenadas hasta su uso a una temperatura de 4 °C en cuarto frío. Para los experimentos de capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP) se rellenaron con suelo unas gomas de aproximadamente 4 cm de espesor tomando como base la membrana de las ollas de Richards.

Muestras inalteradas

Para el experimento de textura y agregados en húmedo se tomaron muestras con una pala común evitando el movimiento y destrucción de la estructura de la parte muestreada con la pala, este procedimiento se hizo a profundidades de 0-10 cm de profundidad y posteriormente a profundidad de 10-20 cm. Se muestrearon las 15 parcelas experimentales y cada una con las diferentes fracciones de profundidad. Las muestras fueron depositadas y almacenadas con cuidado en recipientes cilíndricos grandes de plástico no poroso, tapadas y guardadas en almacén en clima fresco evitando la luz del sol.

Muestras compuestas

Para las determinaciones de humedad gravimétrica, densidad de partícula, pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio iónico y experimentos con el herbicida 2,4-D, se tomaron muestras compuestas (mezcla de las repeticiones que correspondían a cada tratamiento) a una profundidad de entre 0-10 cm. Las muestras fueron realizadas para los cinco tratamientos y fueron depositadas en bolsas de polietileno de alta densidad bien cerradas, las cuales fueron almacenadas a una temperatura de 4° C en cuarto frío hasta su uso.

Otras muestras

La clasificación del suelo y las pruebas de análisis de laboratorio (porcentaje de óxidos de silicio, aluminio y hierro, entre otros) del sitio de estudio fueron llevados a cabo por Enrique Suástegui Méndez para el proyecto de "Sierra Nevada", en el mes de marzo del año 2012 antes de implementarse los tratamientos. Las muestras para las determinaciones de contenido de materia orgánica y contenido de nitrógeno fueron realizadas por el Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Posgraduados Campus Montecillo en el año 2014.

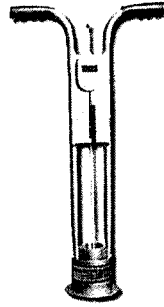
4.3.3.- Mediciones de campo *in situ*

Humedad volumétrica

Se midió por medio de un equipo modelo Trase 6050X1 con sistema TDR (Time Domain Reflectometry, del inglés) con sensores de onda estándar de 15 cm de largo específico para medir la respuesta dieléctrica en suelos volcánicos. Las mediciones se hicieron una vez por semana en el periodo de dos años (2014-2015) en 3 puntos diferentes de cada parcela de todos los tratamientos.

Conductividad hidráulica saturada

Para medir conductividad hidráulica saturada en campo se utilizó un infiltrómetro de doble anillo fabricado de acero inoxidable para medir en 3 repeticiones de cada tratamiento. El infiltrómetro utilizado fue el Turf-Tech Infiltrometer International® y se muestra en la Figura 9. Se seleccionó un punto de la unidad experimental en donde el suelo no estuviera saturado de raíces de planta o piedras, en dicho punto se introdujo parte del infiltrómetro en el suelo hasta hacer coincidir la superficie del suelo con el aro metálico del aparato; una vez colocado se llenó el anillo externo (evitando que en el tiempo de medición se vaciara) con agua y luego el anillo interno haciendo que el sistema del flotador-indicador subiera hasta la parte de la escala graduada. Se registró el nivel del medidor en milímetros cuando el cilindro estaba lleno de agua y se registró como tiempo 0. Se seleccionó un tiempo de 2 minutos para registrar las variaciones en el descenso del nivel del agua en el cilindro interno hasta que éste estuviera a punto de vaciarse, cuando esto sucedía se volvía a llenar el cilindro interno con agua y se empezaba de nuevo la medición. El experimento se detenía cuando a dos o tres diferentes tiempos no había variación en el descenso de agua. Para el tratamiento de datos se sumaron los tiempos de las veces que se había llenado el cilindro de forma que el tiempo del experimento fuese continuo. Se determinaron los Δt y Δnivel determinando las diferencias entre cada par de datos obtenidos y fueron éstos los que se graficaron.



*Figura 9. Infiltrómetro de doble anillo en tratamientos experimentales
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en sitio de estudio*

4.4.- Caracterización física del suelo

Textura

El método realizado fue el del hidrómetro que es una modificación del método de Day (1965) y ASTM (1985d), citado por Burt, 2004. El experimento se hizo por triplicado.

Se calibró el hidrómetro con una solución de HMF $50\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Para la dispersión del suelo se pesaron 40.0 g de suelo, se colocan en un vaso de 600 ml de cuello alto, se adicionaron 250 ml de agua destilada, 100 ml de solución de HMF, y la muestra se dejó en reposo por 24 horas. Se transfirió la muestra tratada con el dispersante a un vaso de metal del agitador eléctrico y se agitó por 5 minutos y agregó agua destilada. Posteriormente se mezcló la suspensión y se agitó por 1 minuto e introdujo el hidrómetro en la suspensión y se tomó una lectura después de 30 seg, y otra, después de 1 minuto se continuó y reportaron las mediciones 10 seg antes de los tiempos de lectura 3, 10, 30, 60, 90, 120 y 1440

min. Las lecturas fueron denominadas con una R. El blanco (no contiene suelo), se denominó como RL.

Para separar las fracciones de arena, el sedimento y suspensión de la probeta de 1 L se pasaron a través de un tamiz de malla 270 (53 μm) de 8" de \emptyset . Se transfirió la arena seca al conjunto de tamices, de arriba hacia abajo, con los diámetros: 1000, 500, 250, y 106 μm , se agitaron durante 3 min y se pesó cada fracción, también se pesó la del limo y arcilla residual que pasó a través del tamiz de 53 μm .

Se determinó la concentración del suelo (C) en suspensión en $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, con $C=R-RL$ donde R es la lectura del hidrómetro no corregida en $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, y RL es la lectura del hidrómetro de la probeta que se usó como blanco. R y RL son lecturas tomadas en cada intervalo señalado. Se determinó P, como el porcentaje de la suma de los intervalos dados con $P= (C/Co) 100$ donde $Co = \text{Peso seco a } 105^\circ \text{ C}$ de la muestra de suelo. Se determinó diámetro promedio de las partículas en suspensión en μm en tiempo t, con $X = \theta t^{1/2}$ donde θ es un parámetro de sedimentación y está en función de la caída de las partículas con respecto a la profundidad, viscosidad y densidad del medio, así como al tamaño de las partículas. Utilizando la ecuación: $t = 18 \eta h' / [g (\rho_s - \rho_l) X^2]$ para despejar $X = (18 \eta h' / [g (\rho_s - \rho_l)])^{1/2} t^{1/2}$. Weast reportó la viscosidad en centipoise (cpoise). Finalmente, con ayuda del triángulo de texturas se determinó la clase textural (Figura 10).



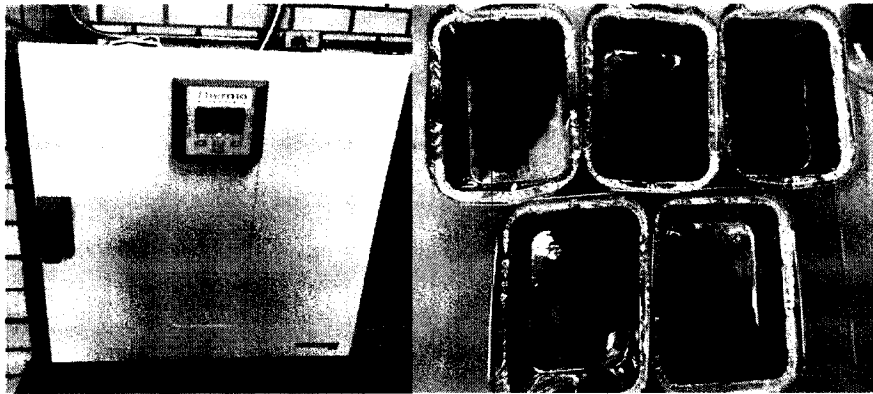
Figura 10. Suelo en experimentación. Textura
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Instituto de Geología, UNAM

Humedad gravimétrica del suelo

La masa de suelo secada en estufa modelo Thermo Scientific marca HERAtherm® se obtuvo colocando una muestra de suelo en la estufa a 105-110° C sobre charolas de aluminio (pesadas por separado) hasta obtener el peso constante de la muestra. Los cálculos se realizaron con la siguiente ecuación.

$$w = \left(\frac{M_{sh}}{M_{ss}} - 1 \right) 100 \quad (6)$$

Donde w es el contenido de humedad gravimétrica, M_{sh} es la masa de suelo húmedo y M_{ss} es la masa de suelo seco (Figura 11).



*Figura 11. Suelo en experimentación. Humedad gravimétrica
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Instituto de Geología, UNAM*

Densidad de partícula

Se pesó en un picnómetro limpio y seco 10 g de suelo seco por triplicado que había pasado a través de un tamiz de 2 mm de abertura. Se pesó el picnómetro (incluyendo la tapa) con el suelo y se registró el dato. En forma separada, se determinó el contenido de humedad, secando otra muestra de suelo a 105° C con el procedimiento del apartado “humedad gravimétrica” Se llenó el picnómetro hasta la mitad con agua destilada, lavando el suelo que había quedado en el cuello del picnómetro. Se removió el aire retenido en el suelo, introduciendo el picnómetro a un desecador para vacío por varios minutos (Figura 12). Posteriormente, se llenó el picnómetro con agua destilada y se pesó con su contenido, anotando el dato y registrando la temperatura de éste. Una vez obtenidos estos datos se llenó el picnómetro con agua destilada hervida y fría; se

insertó la tapa y se secó el agua que había quedado en el exterior del picnómetro; se pesó y determinó su temperatura.

Para calcular la densidad de partícula se empleó la siguiente ecuación

$$\rho_P \text{ (Mgm}^{-3}\text{)} = \rho_w (W_s - W_a) / [(W_s - W_a) - (W_{sw} - W_w)] \quad (7)$$

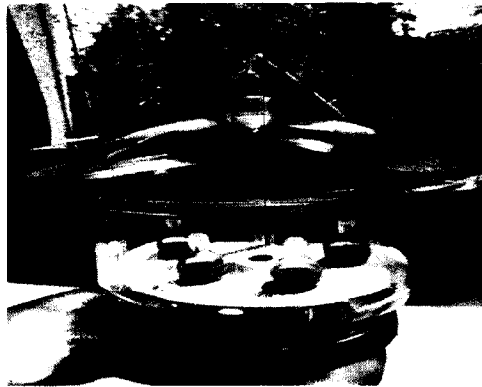
donde:

ρ_w = Densidad del agua en gramos por centímetro cúbico a la temperatura observada
 W_s = Peso del picnómetro con la muestra corregida a 105° C

W_{sw} = Peso del picnómetro llenado con suelo y agua

W_a = Peso del picnómetro con aire

W_w = Peso del picnómetro llenado con agua a la temperatura observada.



*Figura 12. Suelo en experimentación. Densidad de partícula
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Instituto de Geología, UNAM*

Densidad aparente

Se sacó con cuidado el suelo contenido en los cilindros descritos en la sección 4.3.2 y se colocó en charolas de aluminio previamente pesadas, las muestras se secaron en estufa (110° C) hasta peso constante, y se determinó la

humedad con el mismo procedimiento que en la sección de humedad gravimétrica. Se determinó el volumen del cilindro midiendo el diámetro y la altura del mismo (medidas internas) y se calcula el volumen total del cilindro. Finalmente se utilizó la siguiente ecuación para calcular la densidad aparente

$$\delta = \frac{P_{ss}}{V_t} \quad (8)$$

donde V_t es el volumen de la muestra, P_{ss} es el peso del suelo seco.

Porosidad del suelo

Se calculó teóricamente mediante la ecuación

$$\varphi = 1 - \frac{\delta_b}{\delta_p} \quad (9)$$

donde φ = porosidad de suelo con materia orgánica

δ_b =densidad aparente

δ_p =densidad de partícula

4.5.- Caracterización química del suelo

pH y conductividad eléctrica

Se realizó la medición de pH por medio de un potenciómetro en matrices distintas: agua destilada y disolución de KCl 1 M, con la finalidad de identificar si el suelo en estudio tenía carga variable. La relación suelo-solución utilizada fue de 10 g de suelo por 25 mL de agua destilada o disolución de KCl 1 M. Se agitaron

las muestras por 24 horas a 120 rpm y posteriormente se mantuvo el sistema en reposo, antes de realizar la medición. La medición de conductividad eléctrica se realizó bajo las mismas condiciones ajustando el potenciómetro al modo de conductividad eléctrica.

Capacidad de intercambio catiónico

Se pesaron 4 g de suelo en tubos de centrifuga de 50 ml, con 2 blancos de reactivos y la muestra patrón en cada determinación. A la muestra se le agregaron 33 ml de acetato de amonio 1N a pH 7 y se agitó la mezcla por 10 minutos, después se centrifugó por 5 minutos a 2500 rpm, se desechó el sobrenadante y se repitió el procedimiento 2 veces, posteriormente se agregaron 33 ml de acetato de amonio 1N a pH 7 y se agitó 10 min. Se centrifugó a 2500 rpm durante 5 minutos, se filtró el sobrenadante y se repitió el procedimiento 2 veces más, los extractos fueron analizados en menos de 3 días y fueron almacenados en frío.

La lectura de los extractos así como la estandarización del método fueron realizados por la M. C. Kumiko Shimada con base a los procedimientos del Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM.

4.6.- Experimentos relacionados con las propiedades hídricas del suelo

Estabilidad de agregados en húmedo

La técnica se realizó de acuerdo a la guía de CIMMYT (Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo) "Estabilidad de agregados del suelo tamizado en húmedo. Guía útil para comparar las prácticas de manejo agrícola."

La muestra se pasó por un tamiz de 8 mm, posteriormente se tomó una muestra de suelo tamizado de aproximadamente 20 g para pasarla a través para cada tamiz. Es necesario tener una charola debidamente identificada, donde se colocaron las fracciones de suelo después del tamizado y durante el secado. En el pre- tratamiento con humedecimiento por capilaridad, la submuestra se mojó con un atomizador después de verterla en los tamices. En el pretratamiento de sumergir las muestras, las muestras se colocaron en una bandeja de metal y luego se sumirgieron en agua destilada durante 30 min. Se apilaron los tamices uno sobre otro, poniendo el del diámetro más grande hasta arriba y el del diámetro más pequeño hasta abajo (es decir, 4.00, 2.00, 1.00, 0.50, 0.25 y 0.053 mm). Se vertió la muestra de suelo en el tamiz de arriba. A continuación los tamices se sumergieron en un recipiente con agua destilada y se movieron hacia arriba y hacia abajo en sentido vertical cubriendo una distancia de 3.5 cm, a una velocidad de 60 agitaciones min^{-1} durante 1 minuto. Después del tamizado, se vertió el contenido de cada tamiz en una bandeja. El suelo se secó al horno a una temperatura de 105°C y luego se pesó. Cada fracción fue corregida para compensar la presencia de arena y fragmentos gruesos; las fracciones fueron agitadas durante 18 h con hidróxido de sodio al 5% (una relación suelo-líquido de 1:3). Posteriormente se vertió el contenido de cada tubo en el tamiz de la fracción que le correspondía, quedando retenido en el tamiz la arena y fragmentos gruesos. La arena y los fragmentos gruesos que fueron retenidos en cada tamiz fueron lavados con agua para asegurar que todas las partículas dispersas pasen por el tamiz y que solo fuesen retenidos la arena y los fragmentos gruesos.

Se secó la arena y fragmentos gruesos al horno a una temperatura de 105°C y luego se pesó. La ecuación para calcular el diámetro medio ponderado fue

$$DMP = \sum_{i=1}^n < d > iW_i \quad (10)$$

donde:

DMP= diámetro medio ponderado (mm)

d = diámetro medio de cada fracción de tamaño i (mm) (por ejemplo, el suelo retenido en el tamiz de 1.00 mm tiene un diámetro máximo de 2.00 mm y uno mínimo de 1.00). Por tanto, el diámetro medio ponderado de ese tamiz es de 1.50 mm.

w = proporción del peso total de la muestra (g) al peso (g) de los fragmentos gruesos y de arena encontrados en la fracción de tamaño i

n = número de fracciones

En esta determinación con ayuda de la misma ecuación también fue posible calcular micro, meso y macroagregados. El diámetro medio ponderado es un referente para determinar la estabilidad física del suelo respecto a perturbaciones hídricas. La Figura 13 muestra el dispositivo de experimentación que consta de seis tamices que separan el suelo por tamaño de agregado. El primer tamiz de arriba hacia abajo es el de tamaño más grande de diámetro de malla, mientras que el último es el de diámetro de malla más pequeño (Figura 13).

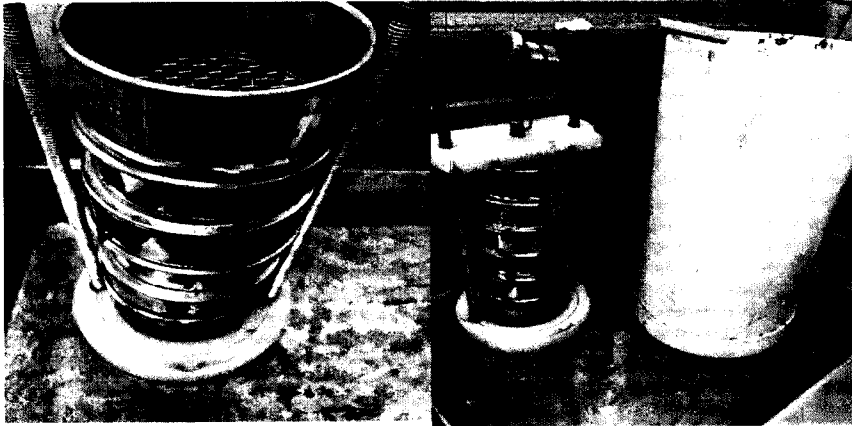


Figura 13. Suelo en experimentación. Agregados en húmedo
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Lab. De Fisiología de Cultivos, UAM-X

Capacidad de campo y punto de marchitez permanente por el método de Olla de Richards

Se colocaron por duplicado, anillos de hule en un plato de cerámica, y se llenaron con suelo secado al aire y tamizado (2 mm), emparejando la superficie. Se colocó el plato poroso en una bandeja de plástico y se adicionó agua para cubrir el plato de cerámica, hasta la completa saturación del suelo (18 horas). Se colocó el plato poroso en una olla de Richards o membrana de presión, y se aplicó aire con incrementos de presión cada 15 minutos hasta la presión requerida. Cuando el tubo de descarga que sale del sistema dejó de drenar líquido se tomó como indicador de que las muestras estaban en equilibrio y las ollas se abrieron. Las muestras fueron sacadas con cuidado y transferidas a charolas de aluminio pesadas e identificadas previamente con el fin de registrar el peso de las muestras

en la balanza analítica, posteriormente los recipientes de aluminio con sus muestras se llevaron a la estufa de secado a 110° C por 24 horas (Figura 14). Las muestras secas se volvieron a pesar y se registró el peso seco. Los cálculos se hicieron con base a la ecuación

$$\%H = 100(M_{S+W} - M_s)/(M_s + M_c) \quad (10)$$

donde

%H = contenido de agua gravimétrica

M_{s+w} = Peso del suelo + agua + recipiente de aluminio

M_s = Peso del suelo + recipiente de aluminio

M_c = Peso del recipiente de aluminio



*Figura 14. Equipo de Olla de Richards
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Instituto de Geología, UNAM*

4.7.- Experimentos de adsorción y desorción del herbicida 2,4-D en suelo

Se seleccionaron las muestras de suelo provenientes de los tratamientos que en condiciones de campo involucran el uso de herbicidas, como lo fue el tratamiento convencional y mínima con agroquímicos, dichas muestras fueron secadas al aire y se pasaron por el tamiz de 2 mm. La relación suelo-solución fue de 1:4 (p/v), el tiempo de retención específico del herbicida (9 minutos del 2,4-D en el cromatógrafo) para el suelo en estudio y el tiempo de equilibrio de 4 horas a 25 °C fueron obtenidos siguiendo la metodología de Candela et al., (2003).

El análisis de la capacidad de adsorción y desorción del suelo para 2,4-D, se realizó en sistema batch. A continuación se describen las etapas consideradas.

Preparación de disoluciones para análisis cromatográfico

Las isotermas de adsorción, se obtuvieron utilizando ocho concentraciones distintas de 2,4-D que fueron 1.6, 3.3, 4.9, 8.2, 11.4, 14.9, 18.2, 21.5 ppm y un blanco. Estas disoluciones fueron preparadas a partir la disolución stock del herbicida, y una disolución de cloruro de calcio dihidratado ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 8 mM, Reagent Plus®, $\geq 99.5\%$, Sigma-Aldrich. La concentración de la disolución stock fue de 912 ppm de 2,4-D como reactivo puro al 99% PESTANAL® estándar analítico, Sigma- Aldrich, disuelto en metanol CHROMASOLV® Plus, grado CLAR ($\geq 99.9\%$), Sigma-Aldrich.

Procedimiento de isotermas de sorción

Para el experimento en batch, se colocaron en tubos Falcon® de 50 ml para centrifuga muestras triplicadas equivalentes a 5 g de suelo aproximadamente (dependiendo del contenido de humedad de las muestras) en base seca. Las muestras de suelo fueron mezcladas con poco menos de 20 mL de la solución de CaCl_2 8 mM, tal mezcla se dejó en equilibrio en un agitador tipo rotatorio Glas-Col® modelo ARD4512 durante 24 horas. Transcurrido el tiempo, se adicionó a la mezcla el volumen de 2,4-D preparado, para llegar al volumen final deseado (20 mL). Los tubos se agitaron durante 24 horas e inmediatamente terminado el tiempo los tubos se centrifugaron a 2500 rpm durante 15 minutos. Transcurrido ese tiempo, el sistema se mantuvo en reposo por 4 horas. Se eliminó el sobrenadante con ayuda de jeringas, el cual se filtró por una membrana de 0.45 μm Merck Milipore®. Las muestras fueron almacenadas en cuarto frío a 4 °C, hasta su análisis al día siguiente.

Para evaluar la desorción del herbicida del suelo se agregó disolución de cloruro de calcio 8 mM, equivalente al peso del sobrenadante retirado. Nuevamente se dejó en agitación por 24 horas. Una vez transcurrido el tiempo, se dejó sedimentar el suelo por 4 horas, para poder retirar el sobrenadante, el cual se filtró con membrana tamaño 0.45 μm Merck Milipore®. Los extractos fueron almacenados en cuarto frío a 4 °C, hasta su análisis en un cromatógrafo de líquidos de alta resolución CLAR-UV-DAD con una bomba binaria marca Waters® modelo 1525, un automuestreador marca Waters® modelo 717 plus y un detector UV-DAD Waters® modelo 2998.

Se utilizó como fase estacionaria una columna C₁₈ de 100 mm de longitud x 4.6 mm de diámetro interno, empacada con partículas de tamaño de 3 μm de la marca Grace Davison®. La selección de la fase móvil fue realizada mediante la evaluación de tres relaciones de acetonitrilo-buffer de fosfatos 0.1 M de pH=2.1, 40-60, 50-50, 60-40 v/v, a un flujo de 1 ml/min, en modo isocrático. El monitoreo del analito se realizó a 225 nm y con un límite de detección mayor o igual a 0.023 mg L⁻¹ y un tiempo de retención del herbicida de 9 min. La validación del método para la determinación del 2,4-D fue realizada anteriormente tomando en cuenta los parámetros típicos de una validación analítica: intervalo lineal y de trabajo, exactitud, precisión, límites de detección y de cuantificación. La validación del método y el cromatógrafo mencionado (Figura 15) se encuentran en el laboratorio de Cromatografía a cargo de la Dra. Olivia Zamora Martínez en el Instituto de Geología UNAM.

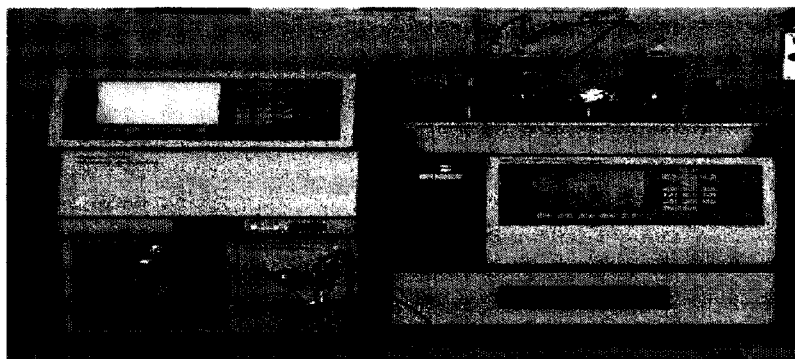


Figura 15. Equipo de HPLC

Fuente: <http://www.medicalexpo.es/prod/cecil-instruments/product-94315-732908.html>

4.8.- Experimento de respiración y degradación de 2,4-D en suelo

El experimento se realizó por triplicado (de muestras de suelo) con una duración de 25 días en periodos de monitoreo de 2, 4, 8, 12, 15, 20 y 25 días.

El experimento se basó en la incubación del suelo en condiciones de temperatura y humedad controladas, en suelo natural, y suelo con 2,4-D adicionado. Se realizó en frascos de vidrio con cierre hermético de 1 L de capacidad. En el interior se colocaron 25 g de suelo en peso seco con humedad conocida (determinada por gravimetría con una parte de la muestra). Se adicionó 2,4-D de la solución madre para tener un comparativo de los suelos con y sin 2,4-D. Se colocó un vaso de plástico con 20ml de NaOH 0.5 N mediante unas pinzas de sujeción y se cerró herméticamente para evitar que el CO₂ escapara. Finalmente se colocó en una incubadora a 25°C. Una vez concluido el tiempo de incubación se valoró el NaOH contenido en los vasos de plástico con HCL 0.5N estandarizado (Figura 16). Con los datos obtenidos se aplicó la ecuación propuesta por (Hang y Nasseta, 2003), la cual describe la degradación del herbicida

$$C = C_{inic}e^{-\mu t} \quad (11)$$

Donde:

C_{inic} : concentración inicial de 2,4-D en el momento de tiempo $T= 0$

C : concentración en el tiempo T ,

$T_{0.5}$ es el tiempo de vida media o tiempo en el cual la concentración de 2,4-D es la mitad de la concentración inicial

$\mu=0,693/T0,5$: coeficiente que expresa la velocidad de degradación del plaguicida en el suelo (min^{-1})



*Figura 16. Ejemplo de experimento de degradación.
Izquierda con herbicida, derecha sin herbicida
Fuente: Foto por Gabriela I. Cortés R. tomada en Instituto de Geología, UNAM*

4.10.- Balances de biomasa producida en función del agua aprovechada en suelo

El conjunto de parámetros relacionados con el movimiento de agua según el tratamiento se relacionó con los rendimientos obtenidos para entender mejor en términos agronómicos la implicación de los efectos hidráulicos, así también se contemplaron los costos de la aplicación del herbicida y su implicación económica en la producción.

Al finalizar el ciclo agrícola se registraron los resultados de la cosecha, que incluyeron todos los cultivos (maíz, frijol, calabaza, avena), los rendimientos se extrapolaron a una ha, por lo que las unidades utilizadas fueron ton ha^{-1} .

La metodología para la obtención de rendimientos se basó en la propuesta CIMMYT (2012). Se cosechó todo el grano del área determinada. Se limpió. Se pesó el grano total, se tomó una submuestra de 200 g, la cual, se secó en un horno a 75°C durante 48 horas. Se volvió a pesar la submuestra y se anotaron los datos obtenidos. Con los datos se realizaron los siguientes cálculos:

$$\text{Área (m}^2\text{)} = \text{Ancho (m)} \times \text{Longitud (m)}$$

$$\text{Porcentaje de humedad} = \frac{\text{Peso húmedo de submuestra} - \text{Peso seco de submuestra}}{\text{Peso húmedo de submuestra}}$$

$$\text{Cantidad de humedad (g)} = \text{Peso del grano total} \times \text{Porcentaje de humedad}$$

$$\text{Rendimiento seco (kg/ha)} = \frac{\text{Peso del grano total} - \text{Cantidad de humedad}}{\text{A}}$$

Para el cálculo de la biomasa se cortaron 10 plantas por parcela y al azar, aproximadamente entre 10 y 15 cm del suelo fuera del área de cosecha. Se pesaron las 10 plantas en fresco. Se tomaron cinco y se picaron con un machete y se pesaron en fresco. De esta muestra triturada se tomó un kilogramo y se anotó. Se secó la submuestra en un horno a 75°C durante 48 horas, se pesó nuevamente. Con los datos se realizaron los siguientes cálculos:

$$\% \text{ de humedad de la biomasa} = \frac{\text{Peso húmedo de submuestra} - \text{Peso seco de submuestra}}{\text{Peso húmedo de submuestra}}$$

$$\text{Cantidad de humedad en biomasa (g)} = \text{Peso fresco de 10 plantas} \times \text{Porcentaje de humedad en biomasa}$$

$$\text{Biomasa seca de 1 planta} = \text{Peso fresco de 10 plantas} - \text{Cantidad de humedad en la biomasa}$$

$$\text{Rendimiento de biomasa (kg/ha-1)} = \frac{\text{Rendimiento de biomasa}}{\text{Rendimiento seco}}$$

Las ecuaciones mencionadas se obtuvieron de la tesis publicada (Gutiérrez, 2015).

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1.- Propiedades fisicoquímicas del suelo en estudio

5.5.1 Línea Base

En el sitio de estudio se realizaron estudios de calidad de suelo antes de la implementación de los tratamientos agrícolas (línea base).

Es un suelo que tiene alto porcentaje de arena (53.37%) y con base en ello se clasificó como franco arenoso de acuerdo a los criterios de la World Reference Bare (WRB, 1998). Los suelos arenosos son generalmente pobres en materia orgánica al igual que su capacidad de retención de agua (FAO, 2016), lo cual se apreció en el sitio de estudio con valores de 0.31% de carbono total y 0.53% de materia orgánica (MO). La densidad aparente fue de 1.46 g cm^{-3} , la USDA (1999) indica que en estas condiciones no existe impedimento para el crecimiento de raíces, este valor no está asociado a compactación severa representada por valores iguales o mayores a 1.6 g cm^{-3} , la determinación de la densidad aparente es un indicador que funciona para conocer si algunos suelos arenosos pueden ser destinados a actividad agrícola (Wilson et al., 2013), en este caso el valor sería satisfactorio para dicha actividad.

Respecto al contenido de materia orgánica del suelo, implícito el de carbono orgánico (Tabla 3), son considerados muy bajos (FAO,1998). Frecuentemente

este tipo de valores son característicos de suelos jóvenes y de texturas arenosas (Reichert et al., 2009) como es el caso del suelo de Cocotitlán. La influencia del contenido de materia orgánica en las propiedades físicas y químicas de suelos arenosos afecta principalmente la conductividad eléctrica, pH y estructura del suelo (Agrawal, 1991), en el caso del suelo experimental la falta de MO se encuentra asociada a la falta de estructura, reflejado en la densidad aparente la cual a pesar de tener un valor aceptable para el desarrollo de las raíces, se encuentra en un límite que bajo perturbaciones físicas en función del tiempo, puede desencadenar compactación y distribución de agregados (Nawas et al., 2013), lo cual se expone en apartados más adelante.

El suelo de estudio presentó una CIC típica de suelos arenosos (Tabla 9) cuyo valor se encuentra en el rango de 5-10 Cmol kg^{-1} (Rioja Molina, 2002), considerado por el mismo autor como bajo debido a la clase textural y el bajo contenido de materia orgánica. Respecto a los cationes intercambiables según Rioja Molina (2002), el sodio es alto ($1.46 \text{ Cmol*kg}^{-1}$), el de potasio y magnesio son bajos ($0.30 \text{ Cmol*kg}^{-1}$ y $1.38 \text{ Cmol*kg}^{-1}$ respectivamente) y el calcio muy bajo ($2.29 \text{ Cmol*kg}^{-1}$). Lo anterior podría interpretarse como una baja calidad del suelo desde el punto de vista agrícola, ya que altas concentraciones de sodio intercambiable afecta la disponibilidad de nutrientes y otros cationes (FAO, 2016). El nivel de CIC del suelo, al ser bajo está asociado con la baja capacidad del suelo para retener cationes, lo cual esta asociado a suelos arenosos con bajos contenidos de materia orgánica, por ello, tienden a retener pocos nutrientes (Birkás et al., 2004)

El pH del suelo, se clasificó como neutro según la tabla 5 (Rioja Molina, 2002). Lo cual resulta congruente con los valores bajos de CIC y MO lo que indica que no hay gran movimiento de cationes en la solución del suelo que se refleja como pérdida de bases intercambiables (FAO, 2016).

Tabla 9. Propiedades fisicoquímicas del suelo en estudio antes de implementar los tratamientos. Año 2012

Propiedad	Valor
Clase textural	Franco arenoso (CA)
Arcilla (>2 μm) (%)	5.6
Limo (50-2 μm) (%)	41.03
Arena (2mm-50 μm) (%)	53.37
Densidad aparente (g cm^{-3})	1.46
Carbono orgánico (%)	0.31
Nitógeno total (%)	0.06
Materia orgánica (%)	0.53
CIC (Cmol kg^{-1})	9.0
Na (Cmol kg^{-1})	1.46
K (Cmol kg^{-1})	0.30
Ca (Cmol kg^{-1})	2.29
Mg (Cmol kg^{-1})	1.38
pH _{H2O}	6.9

5.1.2.- Suelo Sometido a diferentes manejos agrícolas

Después de tres años de implementación de los tratamientos en el suelo del sitio de estudio, se determinaron las propiedades fisicoquímicas de éstos durante los años 2014 y 2015.

La densidad aparente determinada entre los 0-10 cm de profundidad de los diferentes tratamientos cambió significativamente con respecto a la línea base, sin embargo no existió diferencia significativa entre tratamientos (tabla 9). El cambio en densidad aparente respecto a la línea base de los tratamientos con labranza mínima (ZT) y retención de residuos (+r) se puede atribuir a que antes de implementar los tratamientos (3 años atrás) no había MO incorporada y la cantidad

reportada por condiciones naturales era muy baja tal que no era posible modificar condiciones como estructura, porosidad y densidad aparente (Bruand et al., 2005). El cambio en la densidad aparente y porosidad está relacionado con la presencia de alta actividad biológica y presencia de MO. Estudios realizados en diferentes zonas climáticas reportan que tanto a nivel superficial como a diferentes profundidades, la porosidad y estructura en suelos franco arenosos aumentan en presencia de cultivos agrícolas, mejorando la estructura de éstos, dicho cambio en la estructura se refleja en la densidad aparente, la formación de macro y mesoagregados en el suelo aumentan el área del espacio poroso total (Bortoluzzi, 2003; Lesturgez, 2005), con lo anterior se puede explicar por qué el valor de densidad aparente de la línea base fue mayor (1.46 g cm^{-3}) que el de los reportados con los tratamientos mencionados (Tabla 9 y 10), el suelo del sitio de estudio antes de los tratamientos tenía una estructura pobre en donde el espacio poroso quedaba disminuido y distorsionado, lo cual condiciona el rearrreglo del suelo a precipitaciones pluviales u otras dinámicas ambientales que favorezcan la agregación de forma poco ordenada sin la formación de macroporos pero sí de terrones sólidos sin espacios porosos definidos que le proporcionan mayor densidad aparente al suelo, mayor compactación y dificultad de crecimiento de raíces (Whalley et al., 1995).

Los contenidos de materia orgánica del suelo fueron significativamente diferentes entre tratamientos, ZTRQH+r y ZTIOh+r, presentaron los valores más altos de los tratamientos estudiados, ambos tienen mínima labranza y residuos de cosecha en la superficie del suelo, se diferencian el uno del otro por implementar insumos químicos (ZTRQH+r) y orgánicos (ZTIOh+r), los tratamientos que tuvieron

los valores más bajos fueron CTMOc30r y CTMQH-r los cuales tienen el 30% de residuos de cosecha y sin residuos respectivamente, lo anterior indica que aunque el tratamiento CTMOc30r tiene 30% más de residuos de cosecha que el tratamiento sin residuos, el efecto no se observó por lo que se puede afirmar que para que el efecto de MO orgánica sea apreciable en este sistema, es necesario retener el 100% de residuos de cosecha. El tratamiento ZTROh+r tiene un valor intermedio de MO menor a los primeros descritos y mayor a CTMOc30r y CTMQH-r. Una de las razones por las que sistemas que tienen cultivos intercalados o rotación de éstos tienen mayor de MO que aquellos sistemas que tienen monocultivo, ha sido explicado por Tivet et al. (2013) y Conceição et al. (2013), ya que plantean que el aporte de MO suele ser más alto por la suma de carbono de diferentes especies de plantas ya que cada especie afecta la concentración y calidad de la MO en el suelo. Así mismo, la cantidad de MO también está relacionada con el tipo de labranza, ya que los tratamientos que reportan mayor cantidad de MO y secuestro de carbono son los que no usan labranza, respecto aquellos con labranza convencional que destruyen los agregados de suelo con maquinaria, exponiendo la MO a procesos de degradación y mineralización (Boddey et al., 2008; Tivet et al., 2013).

Los valores de pH determinados con agua fueron significativamente diferentes entre tratamientos siendo que el tratamiento ZTROh+r registró el valor más alto de pH (media de 6.60), mientras que el tratamiento CTMQH-r presentó el valor más bajo (media de 5.7), en este tratamiento se utilizó el fosfato triple de calcio como fertilizante químico que en campo se aplica disuelto en urea ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$), si bien, la mezcla no es reactiva existe liberación de especies H^+ en

solución y en concentraciones bajas que tienen un efecto en el pH del suelo (Wang et al., 2008). La aplicación de fertilizantes en suelo que contienen urea, amoníaco, nitrato de amonio, nitrosulfato de amonio y fosfato diamónico disminuye significativamente el pH, de forma que un suelo con pH 8.2 después de aplicar una dosis baja de fertilizante que contiene urea (concentración por debajo de la necesaria para fertilizar el suelo en estudio) el pH bajó a valores de 7.7 y 7.6, de igual forma reportan que en el caso de los suelos que son fertilizados con dosis fuertes (es decir por arriba de los requerimientos del suelo), en otro tipo de suelos el efecto del pH es más drástico disminuyendo los valores en factor de la unidad, es importante tomar en cuenta que los cambios drásticos de pH tienen efectos significativos ya que dicho parámetro posee una escala no lineal (logarítmica), por lo que los intervalos entre cada unidad son mayores (Chang, 2015). El cambio de pH en suelo no solo tiene repercusiones en los nutrientes, tiene también efecto en la interacción con contaminantes como en el caso de este estudio, concretamente con el herbicida 2,4-D que en cuanto a solubilidad, aumenta con el pH básico (8-9), mientras que disminuye con pH ácido (<5) (National Pesticide, Information Center, 2016). Ya que el 2,4-D en medio acuoso se encuentra como anión, esto lo hace dependiente del pH en los rangos en los que ocurre la hidrólisis además de la fotodegradación, a pH's de 5.7 a 6.6 como los reportados en la Tabla 9, el anión solo acorta su tiempo de vida media en función de la presencia de luz, ya que es fotosensible (Ghassemi et al., 1981).

La diferencia de $pH_{KCl} - pH_{H_2O}$ (ΔpH) (Tabla 10) proporciona un indicativo del signo y la magnitud de la carga superficial del suelo. De acuerdo a Uehara y Gillman (1981), un valor de ΔpH positivo, cero o no menor a -0.35, generalmente

indica un suelo con carga variable. Con base en este criterio, se puede decir que el suelo en estudio no presentó carga variable, lo cual queda confirmado por la prueba de alofanos negativa que descarta la presencia de arcillas minerales de bajo orden estructural o bien que se encuentran en concentraciones tan bajas que el efecto de carga no se detecta con los métodos utilizados en este estudio. El suelo al no tener carga variable no mostrará una dinámica de protonación-desprotonación de los grupos hidroxilo situados en los extremos de las partículas de algunos minerales de las arcillas de bajo orden estructural que originan la carga eléctrica que depende de pH (Porta, 2003), es decir que el suelo del sitio de estudio no tiene un comportamiento químico que pueda interactuar fuertemente con el herbicida estudiado (2,4-D); dicho comportamiento se abordará más a detalle en la sección del análisis de sorción del herbicida.

La conductividad eléctrica del suelo con los diferentes tratamientos fue muy baja (Tabla 10) (Rioja Molina, 2010), lo anterior indica que el suelo no es salino y que ninguno de los tratamientos afectó la conductividad de eléctrica del suelo; por lo tanto, no es un parámetro que afecte el desarrollo de los cultivos.

Tabla 10. Propiedades fisicoquímicas del suelo de estudio después de implementar tratamientos.

Tratamiento	CTMQH-r	CTMOc30r	ZTRQH+r	ZTROh+r	ZTIOh+r
Densidad aparente [g·cm ⁻³]	1.21±0.037	1.20±0.0489	1.13±0.022	1.14±0.042	1.18±0.0423
% Materia Orgánica	1.4±0.06c	1.4±2.7e-6c	1.6±0.06a	1.5±3e-4b	1.6±2.7e-6a
pH H ₂ O (1:4)	5.71±0.10c	6.20±0.061b	6.05±0.02b	6.60±0.10a	6.20±0.10b
pH KCL (1:4)	5.37±0.11b	5.28±0.10b	5.24±0.09b	5.63±0.05a	5.45±0.05a
ΔpH (KCl-H ₂ O)	-0.34	-0.92	-0.81	-0.97	-0.75
Conductividad Eléctrica [dS·m ⁻¹]	0.179±0.91a	0.080±0.90e	0.086±0.90d	0.1±0.85b	0.093±0.99c
Prueba de alofanos con fenoftaleína y NaF	Negativa	Negativa	Negativa	Negativa	Negativa

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 30Or= 30% de retención

de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. $p < 0.05$.

La porosidad (Tabla 11) fue calculada a partir de la densidad de partícula y la densidad aparente, aunque reportan valores diferentes, estadísticamente no existió diferencia significativa entre los tratamientos que indique que la porosidad cambió debido a algún tratamiento. Es importante mencionar que la porosidad no indica el tipo de poros, forma de éstos ni tampoco su ordenamiento en el suelo. Que el porcentaje de porosidad no presentara diferencias entre los tratamientos, no está relacionado con la funcionalidad del espacio poroso del suelo de cada tratamiento, es decir que un tratamiento podría tener el mismo espacio poroso en proporción a otro tratamiento, sin embargo, la conectividad y forma de poros puede determinar qué sistema es más eficiente en el transporte hídrico (Torres-Guerrero et al., 2012). Se ha encontrado que la labranza mínima conserva la estructura del suelo a lo largo del tiempo de tal forma que la formación de poros conectados y funcionales es más probable que en aquella estructura alterada por la labranza convencional (Barthes et al., 2000; Franzluebber et al., 1999; Freibauer et al., 2004). En cuanto a la compactación (disminución del espacio poroso) se ha observado que ésta se reduce por el efecto de los cultivos y las raíces de estos, los cuales, afectan de forma diferente la agregación del suelo y por consecuencia la porosidad (Torres-Guerrero et al., 2013). En los tratamientos que tienen cultivos intercalados (ZTRQH+r y ZTROh+r) se esperaría efecto por diferencia de raíces aunque no es observable en el experimento, sobre todo en las propiedades hídricas ya que las especies vegetales para el tratamiento que comprende el intercalado son: maíz, calabaza y frijol; para los tratamientos de rotación: maíz y

avena, la diferencia en el tamaño, forma y profundidad de raíces tiene efectos en la conectividad de poros que generalmente se reordenan y propician el drenaje adecuado por aumento de macroporos en la rizosfera (Whalley et al., 2005)

Se ha estudiado que la rotación de cultivos y cultivos asociados aportan al suelo una estructura favorable en cuanto a la diferencia en tamaño de raíces y el acomodo de estas en la matriz del suelo. Las raíces también aportan puntos de infiltración al suelo que a su vez permiten el paso de agua, en consecuencia y por efecto mecánico del flujo hídrico los sistemas con dichos manejos agrícolas formarán mayor cantidad de poros (Adekalu et al., 2007; Hargreaves et al., 2004).

Tabla 11. Porosidad reportada en los diferentes manejos agrícolas

Tratamiento	Densidad aparente [g/cm³]	Densidad de partícula [g/cm³]	Porosidad [%]
CTMQH-r	1.21±0.004 ^a	2.13±0.027 ^a	42.90
CTMOc30r	1.20±0.049 ^a	2.13±0.018 ^a	43.88
ZTRQH+r	1.13±0.022 ^a	2.09±0.025 ^a	45.91
ZTROh+r	1.14±0.042 ^a	2.10±0.006 ^a	46.06
ZTIOh+r	1.18±0.042 ^a	2.13±0.008 ^a	44.76

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 30r= 30% de retención de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. p<0.05

Se ha estudiado que las raíces de avena y maíz en sistemas agrícolas, aportan mayor estructura al suelo que las del frijol por lo que aunque no fue visible la diferencia en la porosidad entre los tratamientos, se podría esperar que el sistema de poros de los tratamientos de rotación de cultivos sean más eficientes en el transporte hídrico (Baldock, 2008).

La estabilidad de agregados en húmedo, es un indicador de calidad y estabilidad física del suelo ya que se relaciona con la compactación y con la facilidad con la que las raíces puedan desarrollarse, es también información complementaria a la porosidad ya que está reportado que la formación de macroporos que permiten el flujo hídrico y la obtención de agua por las plantas está dada por mayor cantidad de macroagregados (Bronick & Lal, 2005).

En el experimento fue importante determinar agregados estables a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) ya que los sistemas estudiados son de tipo temporal por lo que la estructura del suelo puede modificarse por efecto físico de las precipitaciones pluviales que frecuentemente son asociadas a la erosión del suelo (Defosse & Richard, 2002). En tales condiciones ambientales la cantidad de materia orgánica, tipo de cultivo y cobertura vegetal tienen un efecto en la estabilidad de la estructura del suelo cuando se presentan perturbaciones climatológicas (Rasse et al., 2000).

A una profundidad de 0-10 cm de suelo, hubo estadísticamente diferencia significativa entre los tratamientos tanto como para el diámetro medio ponderado (DMP) como para las fracciones de micro, meso y macro agregados (figura 17). Esta primera capa de suelo que es la superficial, se expone mayormente a las perturbaciones físicas y se observa que el DMP para el tratamiento ZTRQH+rM (1.20 mm) es el mayor respecto a todos los demás tratamientos seguido del ZTROH+rM (1.11 mm). Es importante destacar que estos tratamientos son los que consideran la rotación de cultivos maíz y avena (R), residuos (+r) y labranza mínima (ZT); dichos manejos están asociados a la disminución de la compactación, aumento de agregados estables debido a materia orgánica y

aumento en porosidad (Saha et al., 2010). Los tratamientos que presentaron los DMP más bajos sin diferencia significativa entre sí fueron CTMQH-r y CTMOc30r (figura 18), los cuales tenían labranza convencional (CT), monocultivo (M), sin residuos (-r) y con 30% de residuos respectivamente (30r); para estos tratamientos el efecto físico de la labranza convencional es drástico y el impacto en el suelo es mayor ya que no tienen residuos que favorezcan la consolidación de macroagregados y bioporos que se forman entre menos distorsiones existan en el suelo (Singh et al., 1995). Suelos sin residuos de cultivo, que son sometidos a perturbaciones constantes por labranza convencional, aceleran la erosión del suelo perdiendo MO, estabilidad de agregados y aumento en la compactación que favorece escorrentía superficial (Bradford & Huang, 1994; Karlen et al., 1994; Hussain et al., 1999) como es el caso de estos dos tratamientos.

Los tratamientos que tienen los DMP iguales y que presentan valores medios entre los tratamientos son ZTRQH+rA, ZTROh+rA y ZTIOh+r, estos, involucran cultivos de rotación (R) avena-maíz por lo que existió efecto de las raíces de la rotación anterior, lo cual impactó la estructura del suelo como lo señalan algunos autores, que han demostrado que la formación de bioporos en cultivos de rotación tiene un efecto benéfico en los cultivos siguientes de hasta 41% más en la estabilidad de la estructura del suelo, lo anterior favorece el desarrollo de la siguiente especie vegetal (Rasse & Smucker, 1998). El efecto del intercalado de cultivo (I) en el tratamiento ZTIOh+r sucede al mismo tiempo ya que tanto calabaza, frijol y maíz están presentes en el sistema aportando por la diferencia en sus sistemas radicales una estructura de suelo diferente a la de otros tratamientos.

Estadísticamente el DMP que determina la estabilidad de agregados en húmedo es influenciado por valores extremos, es decir por los macro y micro agregados por lo que valores menores de DMP indican predominancia de la proporción de microagregados en el suelo (ecuación 10). La formación de agregados también está relacionada con la cantidad de MO que tiene influencia en las propiedades hídricas del suelo y en la acción de contaminantes ya que herbicidas como el 2,4-D (con solubilidad en agua y en forma aniónica) se infiltran a través del suelo porque dicho fenómeno depende del sistema de poros que es generado por la forma en la que se agrega el suelo. En suelos bien estructurados, se ha reportado que el movimiento de los contaminantes como este herbicida es por medio de flujos preferenciales (Malone et al., 2003).

Entre los tratamientos los ZTRQH+rM y ZTROh+rM las proporciones de macro y meso agregados son muy similares ya que son los tratamientos que tienen mayor proporción respecto a los microagregados, mientras que existe una diferencia significativa con los tratamientos CTMQH-r y CTMOc30r que presentan valores más altos de microagregados. Observándose lo anterior se espera que el flujo hídrico debe ser diferente.

Los tratamientos de ZTRQH+rA (0.85 mm) y ZTROh+rA (0.78) siguen un comportamiento similar a los de ZTRQH+rM y ZTROh+rM a diferencia de que reportan un DMP más bajo. El tratamiento ZTIOh+r tiene un valor de 0.71 mm en DMP y una gran proporción de microagregados para la profundidad de 0-10 cm.

Los resultados obtenidos para la profundidad 0-10 cm son interesantes porque si bien se evalúa la capa más superficial del suelo se observa en los resultados que aquellos tratamientos como el CTMQH-r y el CTMOc30r que

incluyen prácticas de labranza convencional y que tienen mayor perturbación mecánica del suelo son congruentes con los valores reportados ya que se espera que en estos tratamientos la estructura del suelo se altere y que la proporción más grande sea de microagregados porque estos no forman macroporos; en este caso el DMP de ambos tratamientos CTMQH-r y CTMOc30r es muy parecido.

En el caso del tratamiento de ZTIOh+r se obtiene que la proporción de los microagregados es predominante pero se diferencia de los tratamientos mencionados porque tiene una proporción mayor de mesoagregados, en el caso de ZTIOh+r se observa que aún cuando implementa labranza mínima y por ello se esperaría una mayor proporción de macroagregados, los resultados no reflejan esto, en dicho tratamiento el manejo de arvenses se hace con control mecánico y cobertura vegetal por lo que este comportamiento puede deberse al efecto de la cobertura que tiene un efecto protector de la superficie evitando que perturbaciones físicas como viento y lluvia, inmovilizando de cierta forma el suelo y posiblemente formando terrones compactos mayores a 8 mm que no tienen función efectiva en el transporte hídrico pues son estructuras que favorecen la compactación, en esta dinámica física del suelo se ha reportado que la cobertura vegetal crea una barrera protectora que dificulta la interacción del suelo con los factores ambientales que puedan tener un impacto en la estructura de este. Autores como Ball et al., (2000); Defosse et al., (2002); Hakanson, (2000) reportan que la compactación del suelo puede ser favorecida por labranza cero o mínima ya que no hay movimiento de partículas. En cuanto al método del experimento la diferencia entre los tratamientos con CTMQH-r y el de ZTIOh+r no es del todo apreciable ya que las estructuras de compactación fueron descartadas

por tamaño al seleccionar la fracción del suelo menor a 8 mm por lo que no es posible saber cuál de los tratamientos que tienen mayor cantidad de microagregados estaba relacionado con estructuras de compactación.

En el caso de los tratamientos que tienen labranza mínima con y sin agroquímicos se observa una tendencia interesante y repetida (algo esperado porque solo difieren en el uso de agroquímicos) ya que para el caso del cultivo maíz hay mayor proporción de microagregados que el de cultivo avena sin embargo los tratamientos con cultivo avena siguen conservando la tendencia de reportar mayor proporción de macroagregados y mayor DMP que los tratamientos con labranza convencional, de tal forma que es relevante señalar que se puede observar el efecto de la selección de cultivo en donde la presencia de maíz tiene un efecto en el aumento del DMP y mayor proporción de macroagregados.

La figura 19 muestra los resultados a profundidad de 10-20 cm, en todos los tratamientos hay una diferencia en el comportamiento físico del suelo. Para el caso de los tratamientos CTMQH-r y CTMOc30r la presencia de microagregados tiene valores similares a lo observado a la profundidad de 0-10 cm en donde el tratamiento CTMQH-r tiene menor DMP que el CTMOc30r. Respecto a estos resultados es importante señalar que el tratamiento ecológico tiene 30% de residuos incorporados al suelo, por lo que es posible que el aumento del DMP a esta profundidad del tratamiento se deba a la incorporación de residuos y que estos favorecieran la estructura del suelo ya que para el caso del tratamiento CTMQH-r el comportamiento y valores fueron muy similares al de la profundidad de 0-10 cm.

El tratamiento ZTIOh+r presenta el valor más alto de DMP (1.23 mm) con respecto a los tratamientos restantes, dicho valor es interesante tomando en cuenta que a profundidad 0-10 cm para ZTIOh+r, la cantidad de microagregados era significativamente mayor; un resultado interesante de observar fue la presencia de mayor proporción de macroagregados que mesoagregados a esta profundidad en donde la densidad de raíces es todavía alta. A los resultados de ZTIOh+r se le puede atribuir el efecto de labranza mínima y efecto de cobertura vegetal, por un lado la cobertura vegetal tiene un impacto importante en las propiedades físicas del suelo ya que puede funcionar como una capa protectora que incluso pueda fomentar la compactación mientras que algunos tipos de raíces como las de los cultivos pueden fomentar la formación de macroagregados y mejorar la estructura en donde el suelo tiene solo el efecto de la labranza mínima sin el efecto de la capa protectora que induce la cobertura vegetal.

Para el caso del tratamiento ZTRQH+rM y ZTRQH+rA tienen valores muy parecidos pero ahora a esta profundidad el cultivo avena presenta un mayor DMP que el de maíz, en ambos la proporción de meso y macroagregados aumenta. Respecto a estos tratamientos es importante mencionar que en campo el aspecto del suelo con cultivo maíz y avena es diferente aun teniendo el mismo tipo de labranza; el cultivo avena cubría la superficie de suelo de una forma más uniforme y el aspecto del suelo era más homogéneo y poco disturbado por raíces mientras que en el maíz el suelo no daba la apariencia de tener una capa continua homogénea en la superficie, situación que podría explicar la diferencia en proporciones de agregados entre las diferentes profundidades para esos mismos tratamientos y entonces correlacionar con el fenómeno que presentó el tratamiento

de ZTIOh+r en donde las raíces favorecen la formación de macroagregados, la aireación y estabilidad de agregados (Reeves, 1994). En el caso de los sistemas con agroquímicos el comportamiento fue muy parecido a aquellos sin agroquímicos.

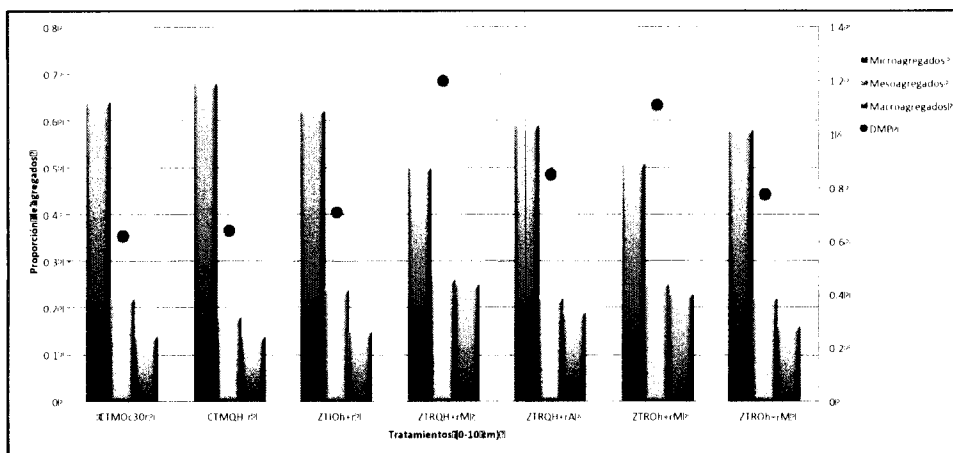


Figura 17. Proporción de micro, meso y macro agregados. Corresponde a cada uno de los tratamientos representados como barras. El diámetro medio ponderado (DMP) está representado porcentajes como puntos. Resultados a profundidad de 0-10 cm.

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos.

El análisis estadístico para este experimento indica que existió la siguiente diferencia significativa:

ZTRQH+rM a, ZTROh+rM b, ZTRQH+rA b,c, ZTROH+rA b,c,ZTIOh+r bc, CTMQH-r c, CTMOc30r c. Con $p < 0.05$

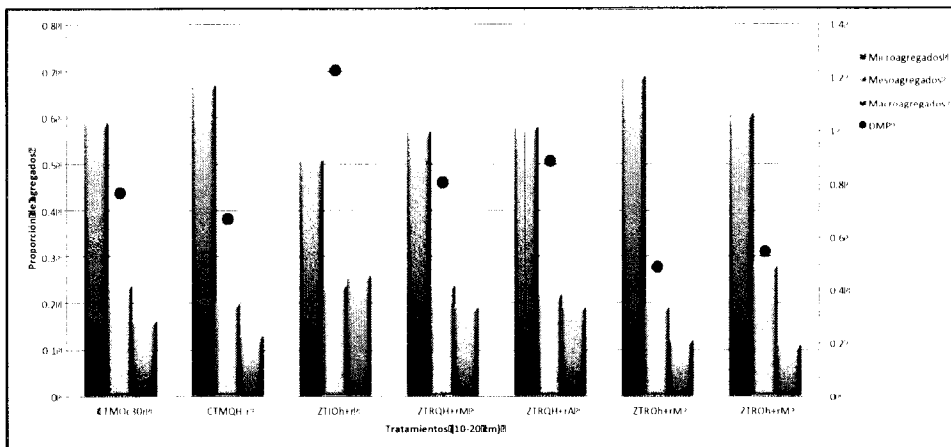


Figura 18. Proporción de micro, meso y macro agregados de cada uno de los tratamientos representados como barras. El diámetro medio ponderado (DMP) está representado porcentajes como puntos. Resultados a profundidad de 10-20 cm.

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 30r= 30% de retención de residuos.

ZTRQH+rM a, ZTROh+rM ab, ZTRQH+rA ab, ZTROH+rA b,c,ZTIOh+r b, CTMQH-r, CTMOc30r c. Con $p < 0.05$

Existió diferencia significativa en la determinación de la capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y agua disponible para la planta (ADP) entre los diferentes manejos agrícolas.

Se observó el efecto de los tratamientos ya que se reporta que en suelos de textura franco-arenosa sin considerar MO, residuos, labranza u otro manejo agrícola, la humedad a CC es alrededor de 23%, el PMP de 9% y el ADP es de 14% (Silva, 1988), al realizar diferentes manejos agrícolas, el comportamiento físico del suelo cambia y sus características no estarán solamente asociadas a la textura. En este experimento, el tratamiento ZTIOh+r presentó los valores más

altos de CC respecto a los tratamientos restantes, seguido de CTMOc30r, ZTROh+r, ZTRQH+r y finalmente CTMQH-r (Tabla 12). Este comportamiento se asocia principalmente con la presencia de residuos ya que el tratamiento CTMQH-r presenta una media en la CC de 19.91%, cuyo valor es menor que los demás tratamientos, incluso menor que aquel que contiene 30% de residuos incorporados (30r). En suelos franco arenosos, el efecto de la MO y residuos, modifican aumentando la capacidad de campo porque aumenta la superficie de contacto y también funciona como superficie protectora a la estructura del suelo contra los impactos por gota de lluvia, creando resistencia al flujo superficial de escorrentía por lo que este efecto causa que el agua se infiltre y se retenga en el suelo (Gassen, 1996). Lo anterior evidencia que el tratamiento ZTIOh+r es el más apto en cuanto a requerimientos hídricos de la planta con un valor de ADP de 13.68%. En el caso de los tratamientos ZTRQH+r y ZTROh+r se obtuvieron valores similares en CC, PMP y ADP ya que tienen implementados manejos agrícolas iguales a excepción del empleo de agroquímicos, por lo que se esperaba que su comportamiento fuera muy similar. Los valores obtenidos en los tratamiento en general son más altos respecto a los valores generales de los suelos franco arenosos reportados por (Silva, 1988), lo cual se asocia a la mayor cantidad de MO, residuos y tipo de labranza (Campbell, 1994).

Tabla 12. Valores de capacidad de campo y punto de marchitez permanente en los diferentes manejos agrícolas estudiados

Tratamiento	% Humedad a Capacidad de campo	% Humedad a Punto de marchitez permanente	Agua disponible para la planta (teórico)
CTMQH-r	19.91±0.015e	8.74±0.0152e	11.17
CTMOc30r	30.32±0.020b	19.64±0.025b	10.68
ZTRQH+r	24.56±0.021d	11.61±0.025c	12.95
ZTROh+r	25.27±0.021c	10.52±0.040d	14.75
ZTIOh+r	34.21±0.020a	20.53±0.021a	13.68

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 30r= 30% de retención de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. $p < 0.05$.

Al monitorear la humedad del sitio de estudio durante 2 años, se observa que el comportamiento de la humedad en todos los tratamientos fue muy parecido durante el año 2014. El valor de humedad más alto registrado fue de 26.7% para el tratamiento convencional en el mes de junio cuando las lluvias en Cocotitlán, Estado de México son abundantes. Del mes de mayo y hasta julio, se registraron los valores de humedad volumétrica más altos ya que coinciden con la temporada de lluvias, mientras que a partir del mes de agosto, la humedad del suelo baja a valores incluso por debajo del PMP de la tabla 12 para cada tratamiento, lo que indica que los cultivos de la zona se encuentran en constante estrés hídrico, esta tendencia también proporciona una idea del comportamiento hídrico del suelo que parece estar muy relacionado casi en total dependencia de la cantidad de agua de las precipitaciones, es decir que su capacidad de almacenamiento hídrico no es vasto, incluso las humedades reportadas en los meses de alta precipitación no son altas, como se ha mencionado en los apartados anteriores, se espera que los tratamientos con menor contenido de materia orgánica como CTMQH-r y

CTMOc30r sean aquellos que retengan menor porcentaje de humedad, lo cual es sustentado por los resultados de CC y PMP (Tabla 12).

En la Figura 21 los valores de humedad para el primer cuatrimestre del año 2015 (enero, febrero, marzo, abril) son muy bajos respecto a la CC de los tratamientos (Tabla 12), a finales del mes de abril la humedad en el suelo empieza a aumentar para alcanzar los valores máximos que finalizan en septiembre, dicho comportamiento al igual que el año 2014 coincide con las precipitaciones en la zona. Se observa un comportamiento interesante que se diferencia del año 2014 en cuanto a que los valores más bajos de humedad fueron en el mes de febrero con 10.32% de humedad en el tratamiento CTMOc30r, contrastando con el año 2014 cuyos valores llagarona al 6.7% de humedad para el tratamiento CTMOc30r también, los cuales están por debajo del PMP. Para el caso del tratamiento CTMQH-r en el año 2015 se reportan valores de humedad más bajos que los demás tratamientos.

Todos los tratmientos siguen una tendencia muy similar en el porcentaje de humedad, en agrosistemas de temporal como los expuestos aquí es difícil determinar si esta humedad que tiene el suelo de estudio es alta o baja con respecto a suelos que pertenecen a su misma clase textural, ya que en este parámetro la estructura del suelo, la porosidad, el tamaño, el arreglo de los agregados y la maeria orgánica principalmente son factores que modifican totalmente la matriz del suelo por lo que tales comportamientos en términos de humedad solo pueden aplicarse y describir suelos que tengan la misma clase textural, que tengan los mismos manejos agrícolas o parecidos y que se encuentren en una pendiente plana del relieve como es el caso de este estudio

(Alberts et al., 1995). Lo anterior quiere decir que los tratamientos van a dar un comportamiento diferente al suelo aunque los efectos entre sí no sean drásticamente diferentes, principalmente por el factor tiempo.

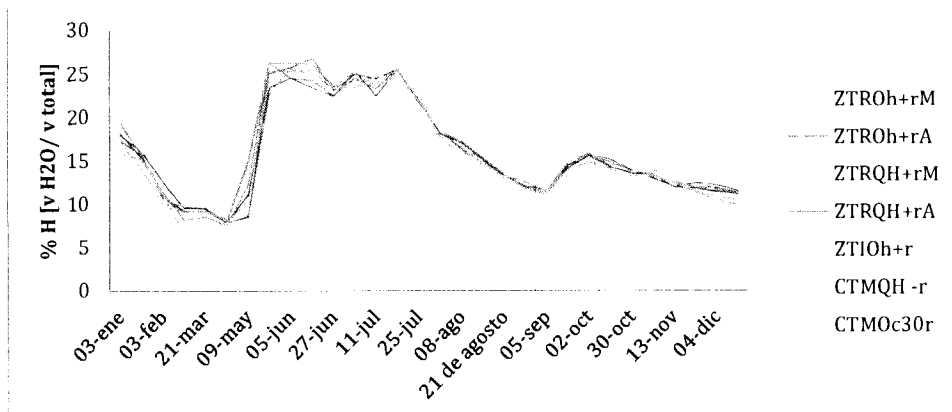


Figura 19. % H volumétrica en manejos agrícolas. Año 2014

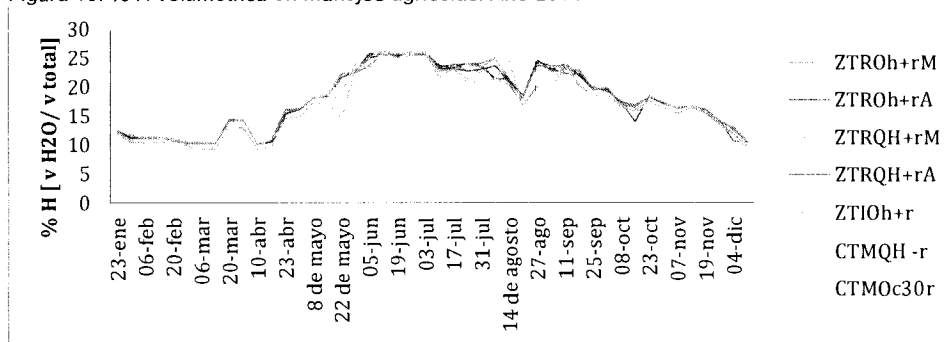


Figura 20. % H volumétrica en manejos agrícolas. Año 2015. CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos.

Estadísticamente hubo diferencia significativa entre los valores de los tratamientos para conductividad hidráulica saturada (K_s). Se observa que el tratamiento CTMQH-r presenta el valor más alto de K_s , lo cual puede estar asociado a la pérdida de la estructura en suelos arenosos; la rápida infiltración de agua y la poca retención de esta en la matriz del suelo también son consecuencias

de la labranza excesiva (Alamouti & Navabzadeh, 2007), suelos con estas características son propensos a cambiar constantemente a consecuencia de perturbaciones físicas como la precipitación, lo cual favorece la unión desordenada del suelo y eventualmente se observa compactación, principalmente entre los primeros 10-30 cm de profundidad, otro factor determinante para una rápida infiltración es la ausencia de residuos que proporcionan tanto estructura como aumento en la retención de agua. En el caso de suelos arenosos con escasez de residuos y labranza convencional la infiltración puede ser mayor cuando se le implementa este manejo físico al suelo, sin embargo estos suelos pueden desarrollar compactación en función del tiempo debido al daño de la estructura dado por la misma labranza convencional (Warkentin, 1971; Horn et al., 2000). Desde el punto de vista agronómico este comportamiento hídrico no es deseable para generar biomasa porque en la zona de raíces el agua permanecerá poco tiempo, sin embargo desde el punto de vista hidrológico es un comportamiento deseable para recarga de mantos freáticos (Boizard et al., 2002).

Entre los tratamientos hay diferencia y se puede observar que el tratamiento CTMQH-r tiene una K_s moderada (Tabla 13) respecto a la referencia general de FAO (1963) para K_s en suelo. Para los tratamientos CTMOc30r y ZTIOh+r la K_s resulta baja, finalmente para los tratamientos ZTRQH+r y ZTROH+r se tiene una K_s moderadamente baja. Una razón por la cual este comportamiento se presenta es la presencia de materia orgánica en cada uno de los tratamientos como es el caso de la incorporación o no de residuos de cosecha para el tratamiento ecológico por ejemplo. Como se ha descrito antes, la K_s es la facilidad con que un fluido pasa a través de la matriz del suelo, por lo que se espera que si el suelo no

presenta alguna barrera física (residuos de cosecha y materia orgánica) la K_s sea más alta, en efecto se observa que el tratamiento CTMQH-r que no contiene residuos presenta la K_s más alta respecto a los otros 4 tratamientos, también por la poca cantidad de materia orgánica la dirección del flujo del agua aquí en este tratamiento es del tipo gravitacional, dicho efecto se tiene principalmente cuando la estructura predominante son los macroporos. Los tratamientos CTMQH-r y CTMOc30r a pesar de que ambos fueron tratados con labranza convencional, el efecto que tiene la incorporación de residuos al 30% en el tratamiento CTMOc30r pudo ser la causa de que la K_s de éste fuera menor ya que es un factor físico que afecta directamente esta determinación (Kuhn et al., 2012).

En cuanto a los tratamientos con labranza mínima, rotación y residuos, los resultados fueron similares y más elevados que los de CTMOc30r, lo cual puede deberse a que el efecto de los residuos es diferente cuando se incorpora en la superficie a cuando se incorpora a determinada profundidad del suelo y al tipo de labranza (Lipiec et al., 2009). En el caso del tratamiento de ZTIOh+r la K_s es baja posiblemente por la retención de residuos, la cobertura vegetal y el cultivo asociado, si bien este valor es bajo, resulta más alto respecto a CTMOc30r posiblemente debido a la presencia del cultivo asociado que genera mayor cantidad de puntos de infiltración causado por el efecto de los diferentes tipos y tamaños de raíces (NDSU, 1998) además de que su valor de CC es mayor que las del tratamiento CTMOc30r, este tratamiento indica que retiene más agua, lo cual es agrónomicamente favorable pues beneficia la zona de raíces.

Tabla 13. Conductividad hidráulica saturada en todos los tratamientos agrícolas

<u>Tratamiento</u>	<u>Ks [cm/hr]</u>
CTMQH-r	3.1±1.57a
CTMOc30r	1.6±0.92d
ZTRQH+r	2.3±0.32b
ZTROh+r	2.1±1.02b
ZTIOh+r	1.8±0.73c

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. $p < 0.05$.

Para comparar las características de cada tratamiento en cuanto a sus propiedades y debido a que los parámetros determinados tienen unidades diferentes, se generaron escalas tomando como 1 el menor valor de cada parámetro, el cual es la referencia para asignar unidades mayores (2,3, etc.) a los valores subsecuentes y solo para los parámetros en los que se tienen diferencias significativas. Los valores obtenidos se graficaron tomando para visualizar el comportamiento fisicoquímico de cada tratamiento. La Figura 21 no representa los valores absolutos obtenidos en los experimentos.

El tratamiento ZTIOh+r tiene los valores más altos en los parámetros que se pueden relacionar con la disponibilidad de agua como capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP) (Figura 21), asociado a esto presenta un alto diámetro medio ponderado para la profundidad de 10-20 cm (DMP), lo cual favorece la formación de macroagregados y está asociado a una mejor estructura, lo cual representa una mayor eficiencia en el aprovechamiento y flujo hídrico. presenta un valor relativamente alto de materia orgánica en comparación a los demás tratamientos, mientras que el tratamiento CTMQH-r presentó valores contrastantes con el tratamiento descrito anteriormente en función de parámetros

relacionados con comportamiento hídrico como por ejemplo presenta valores bajos de CC, PMP, ADP, así como de DMP que indican que el sistema no retiene agua eficientemente por lo cual indica que la estructura del suelo puede ser vulnerable a perturbaciones naturales, lo que indica que la estructura del suelo no esta conformada de una forma que pueda retener agua, para esto el valor de Ks es alto, lo que indica que hay infiltración de agua que no es retenida fácilmente, sus valores de materia orgánica (MO) son los más bajos con respecto a los demás tratamientos. La labranza convencional que como se ha mencionado en el apartado teórico tiene impacto en la desestructuración del suelo al ser el arado una perturbación mecánica drástica (Oades,1993).

El suelo del tratamiento CTMOc30r presentó valores de CC, ADP y PMP más altos que el del tratamiento CTMQH-r a pesar de que ambos emplean la labranza convencional, la diferencia en este comportamiento puede estar en que el tratamiento CTMOc30r tiene incorporación de residuos por lo que el almacenamiento y flujo de agua cambiarán como lo indica el valor de Ks que es mucho menor que el CTMOc30r, en tal caso indica que el agua tiene mayor resistencia al flujo y en este mismo tratamiento se reporta mayor DMP.

En el caso de los tratamientos ZTRQH+r y ZTROh+r, se observó que tienen comportamiento físico similar entre ellos, las diferencias en los valores de sus parámetros (Tabla 14) muestran que solo en el DMP es el experimento en donde presentan una diferencia marcada entre las diferentes profundidades.

En general, el tratamiento que agonomícamente pudiera tener mejor impacto en el aprovechamiento de agua por los cultivos es el ZTIOh+r ya que tiene valores bajos de Ks pero que su CC, PMP y ADP indican que el agua es

retenida en la matriz del suelo, así también la cantidad de materia orgánica es alta a comparación de los otros tratamientos, lo cual favorece la estructura y la retención de agua en suelo. Por el contrario el tratamiento CTMQH-r no reporta un comportamiento agronómico favorable, sin embargo, puede favorecer un fin hidrológico, ya que por su alta Ks en relación a los demás tratamientos, puede favorecer la recarga de cuerpos de agua subterráneos.

Tabla 14. Resultados de propiedades fisicoquímicas para los tratamientos evaluados

Tratamiento	%Porosidad	%MO	δ ap.	% CC	% PMP	DMP [mm]	DMP 10-20)	% ADP	KS [cm hr ⁻¹]
CTMQH-r	42.90	1.4	1.21	9.91	8.9	0.64	0.67	0.96	3.1
CTMOc30r	43.88	1.4	1.20	20.45	9.39	0.62	0.67	11.05	1.6
ZTIOh+r	44.76	1.6	1.18	24.65	10.86	0.71	1.23	13.80	1.8
ZTRQH+r	45.91	1.6	1.14	15.49	11.61	1.2	0.81	2.40	2.3
ZTROh+r	46.06	1.5	1.13	14.01	10.52	1.11	0.49	4.97	2.1

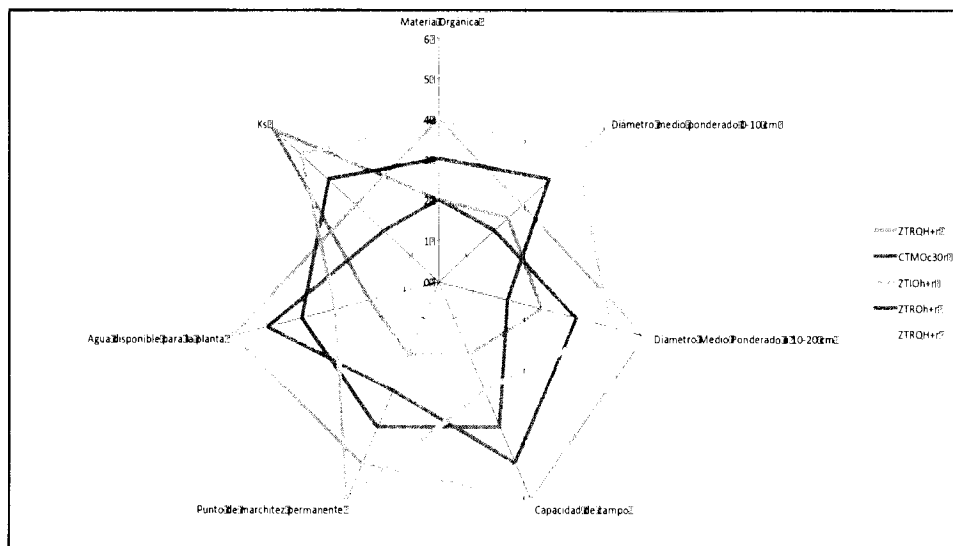


Figura 21. Comparación cualitativa de los tratamientos estudiados

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 30Or= 30% de retención de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. $p < 0.05$.

5.3.- Isotermas de adsorción y desorción del herbicida 2,4-D en tratamientos de agricultura convencional y ecológica en suelo de estudio

Al hacer la cinética para el estudio del herbicida se encontró que la relación suelo solución 1:4 fue la adecuada para trabajar el experimento. El herbicida 2,4-D reportó un tiempo de equilibrio de 24 hrs.

En las siguientes figuras se presentan los gráficos de isotermas de sorción para el 2,4-D en los tratamienos a los cuales se les aplicaba el herbicida en dosis de campo, la cual fue de 3.1 L/ha promedio, dicha aplicación se realizaba por aspersión con mochila.

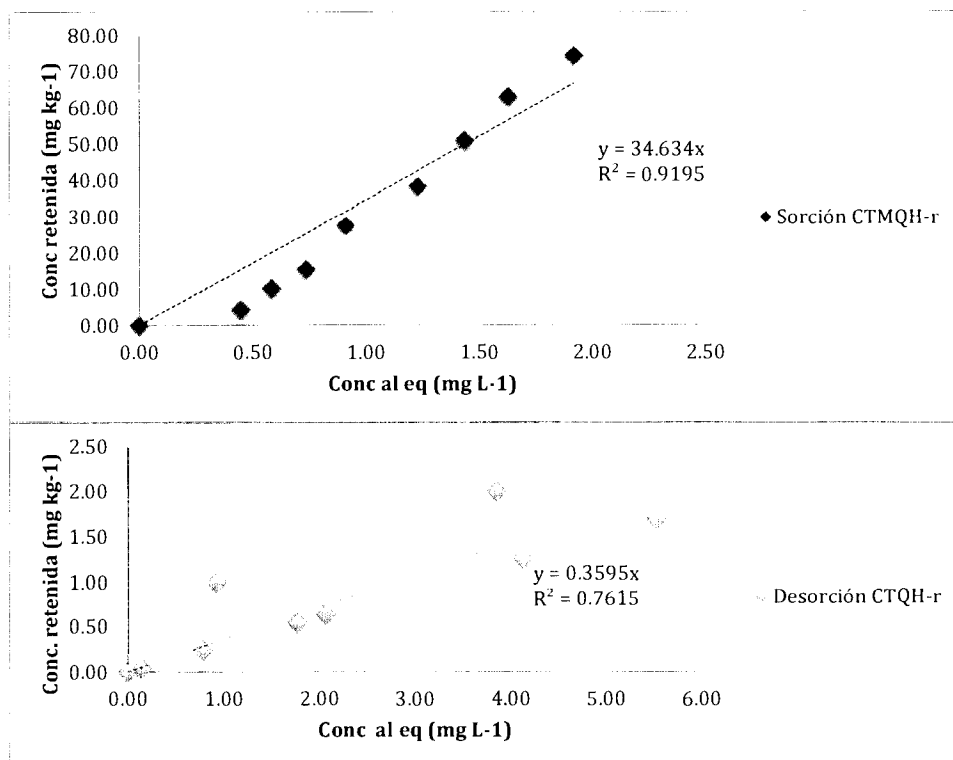


Figura 22. Isotermas de sorción-desorción del tratamiento CTMQH-r a $p < 0.05$

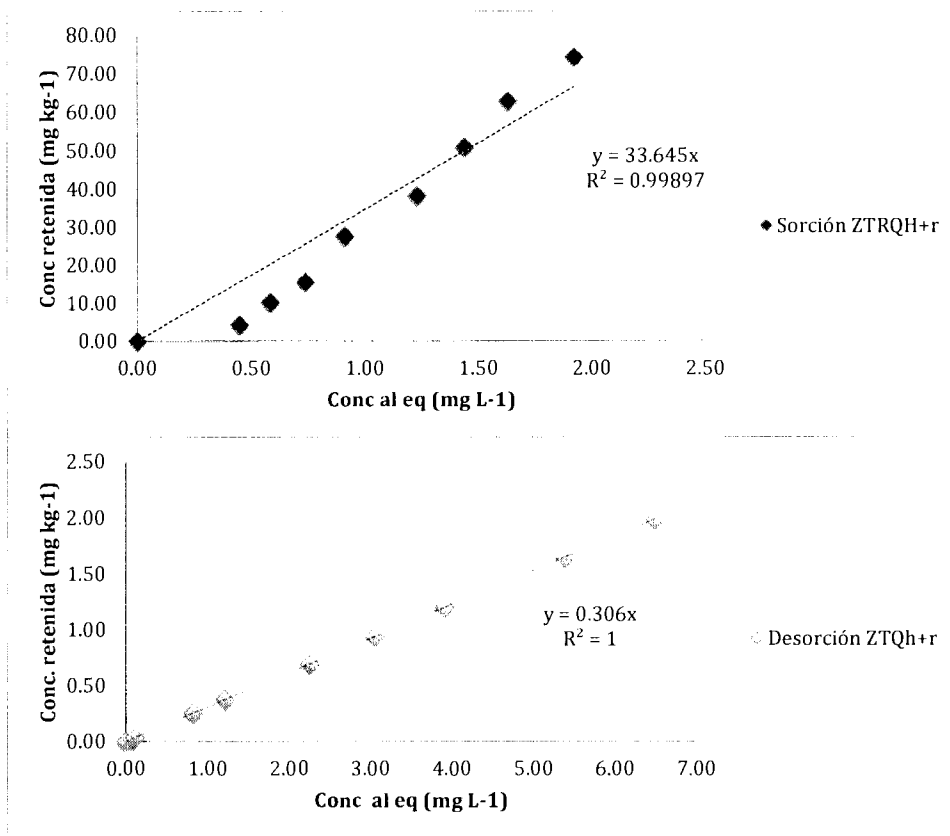


Figura 22. Isotermas de sorción-desorción del tratamiento CTMQH-r b $p < 0.05$

En las Figuras 22 y 23 se observa que las isotermas son tipo C o de reparto constante: se caracterizan por presentar una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo en la disolución de equilibrio (Cruz-Guzmán, 2007). Otros autores han observado un comportamiento similar de la adsorción del herbicida en el suelo (Estrella et al., 1993; Spark, K.M., Swift, R.S., 2002; Prado et al., 2016)

Los suelos evaluados mostraron una capacidad similar de adsorber al herbicida, teniendo valores del coeficiente de distribución de alrededor 0.3 L kg^{-1} .

Spark and Swift, evaluaron la adsorción del herbicida en suelos con diferentes características físicas y mineralógicas, los autores reportan valores de K_d para suelos con pH de 7 y contenido de carbono total de alrededor 2%. En el caso de este estudio tanto la sorción como la desorción fueron lineales, y altas para ambos tratamientos (CTMQH-r con $K_d=34$ y ZTQH+r con $K_d=35$) para la sorción, lo que indica que es muy parecida en ambos sin embargo el herbicida fue mejor retenido en el sistema CTMQH-r que en ZTQH+r, lo cual se puede deber a la carga aniónica del herbicida que no interacciona con cargas negativas de la MO ya que el tratamiento CTMQH-r tiene menor cantidad de MO y no tiene residuos en suelo.

La capacidad de desorción no fue de magnitud similar en ambos suelos, el valor del coeficiente de distribución de desorción CTMQH-r y ZTQH+r. En las gráficas se observa que la isoterma de adsorción, el metabolito tiende a estar adsorbido más que la isoterma de desorción, esto explica que el valor del coeficiente de distribución de adsorción es mayor que el de desorción. El conjunto de resultados obtenidos en este experimento, permite decir que el herbicida es fuertemente retenido.

El pK_a del 2,4-D es de 2,6, de modo que al pH de los suelos estudiados, entre 6 y 7, el herbicida se encuentra disociado en su forma aniónica, lo cual apostaría a que el compuesto sea más bien expulsado del suelo que adsorbido. En este escenario, la adsorción del herbicida pudo haber ocurrido por hidrofobicidad, es decir, que el compuesto orgánico tiende a irse a la fracción orgánica del suelo. Esta hipótesis adquiere fuerza si observamos la histéresis entre las isotermas de adsorción y desorción, rasgo que ocurre cuando un contaminante se retiene en la materia orgánica del suelo.

5.2.- Efectos del herbicida 2,4-D en la tasa de respiración del suelo y su degradación en el suelo de estudio

En las Figuras 24 y 25 se observa claramente que existe un efecto del herbicida en la respiración del suelo representada como NaOH (ver principio del método en sección teórica). La respiración del suelo al estar asociada con la respiración microbiana y la capacidad de estos microorganismos para metabolizar el herbicida 2,4-D utilizándolo como sustrato muestra que el tratamiento ZTRQH+r es el que tiene mayor actividad microbiana, en consecuencia el que presenta valores más altos en concentración de CO₂, los valores y comportamiento son muy parecidos al tratamiento CTMQH-r y es importante señalar que en términos de concentraciones no se alejan mucho del suelo que no contiene 2,4-D. A partir del monitoreo del día 20 todo indica que se estabiliza la actividad microbiana o que disminuye de forma similar en ambos tratamientos, así como en el suelo que no tiene herbicida. Es importante observar que los valores en las concentraciones son muy cercanos entre sí y que aunque se observa respiración en ambos sistemas en presencia del 2,4-D, se observa que sin herbicida la respiración es mayor en ambos sistemas. Existe una disminución del CO₂, y posteriormente una readaptación a valores más altos, lo que puede indicar la presencia de más de un tipo de microorganismos que aprovechan el 2,4-D y otros que posiblemente no lo utilizan como sustrato.

En la Tabla 14 que expone la concentración del herbicida en el suelo muestra que se va degradando respecto al tiempo, sin embargo se observa que la permanencia del herbicida llega hasta el día 25, lo cual es congruente con los

experimentos de respiración considerando que en el tiempo de estudio aún había una concentración cercana al 0.5 N asociada a poco aprovechamiento del sustrato 2,4-D. En el día 25 se observa que hay una concentración de 1.30 mg/L en suelo respecto a la concentración aplicada en campo.

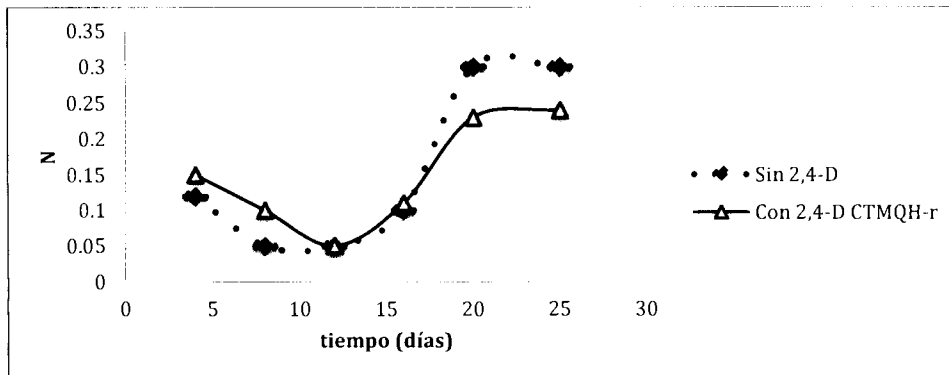


Figura 24. Variación de la concentración de NaOH durante el tiempo experimental en suelo con 2,4-D (símbolos llenos) y suelo sin el herbicida (símbolos huecos). CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos.

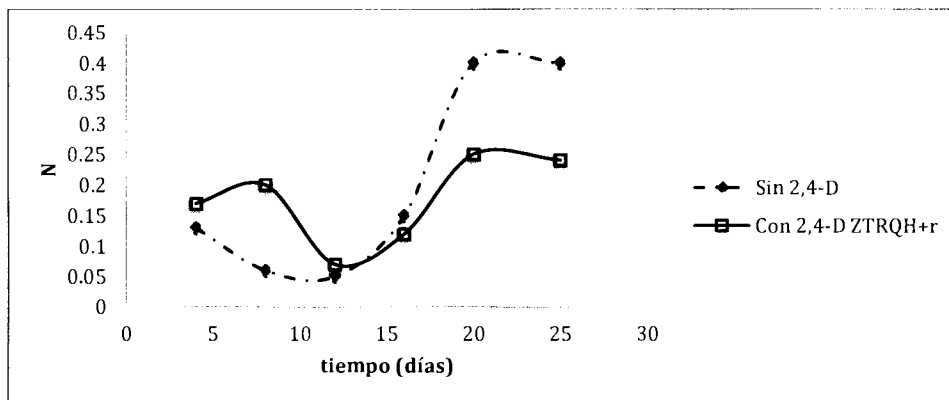


Figura 25. Variación de la concentración de NaOH durante el tiempo experimental en suelo con 2,4-D (símbolos llenos) y suelo sin el herbicida (símbolos huecos). CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos.

Tabla 14. Valores de la concentración del herbicida 2,4-D respecto al tiempo de degradación

Muestra	Profundidad cm	Dosis aplicada [mg/L]	Conc.	Conc.	Conc.	Conc.	Conc.	Conc.	T0.5
			2,4-D a día 2 [mg/g]	2,4-D a día 4 [mg/g]	2,4-D a día 8 [mg/g]	2,4-D a día 12 [mg/g]	2,4-D a día 16 [mg/g]	2,4-D a día 25 [mg/g]	
CTMQH-r	0-15	15.46	12.68	10.40	7.00	4.71	3.17	1.30	7
ZTRQH+r	0-15	15.46	12.13	9.58	7.02	4.56	2.89	1.06	≈7

5.5.- Biomasa en área de cultivos y su relación con la dinámica hídrica del suelo

Los datos de biomasa que se consideraron fueron los de los años 2013 y 2014 ya que el los siguientes no fue posible por variaciones en los métodos de obtención (Gutiérrez, 2015).

La mayor producción de biomasa fue con el cultivo avena en el tratamiento ZTRQH+rM seguida del tratamiento ZTROh+rM. El maíz tuvo la mayor biomasa con el tratamiento CTMOc30r seguido del ZTIOh+r. La producción de ZTIOh+r que comprende frijol, veza y calabaza fue relativamente baja en biomasa en comparación al resto de los cultivos (Figura 25). Al considerar la producción de biomasa total, todos los tratamientos con labranza mínima fue superior al de los tratamientos con labranza convencional CTMOc30r y CTMQH-r. Considerando que el recurso hídrico es uno de los principales factores limitante de la producción agrícola, se realizó una relación entre la cantidad de agua infiltrada (Ks) y la biomasa producida (Tabla 16).

Los valores obtenidos de Ks en el caso del tratamiento CTMQH+r y observando que tiene un contenido escaso de biomasa puede estar relacionado con que ese tratamiento no tiene un aprovechamiento de agua eficiente que le

permita retener agua para favorecer la producción de biomasa considerando que a valores más altos de K_s la facilidad con que pasa el agua es mayor sin embargo esto no significa que dicha agua sea retenida a una profundidad en la que las plantas puedan aprovecharla, por esta razón podría explicarse que la biomasa producida por el tratamiento CTMQH-r sea la más baja de los tratamientos implementados. En el caso del tratamiento CTMOc30r, el cual se diferencia del anterior por la incorporación de residuos y utilización de insumos orgánicos tiene un valor de K_s mucho más bajo que el tratamiento anterior ($1.6 \text{ cm} \cdot \text{hr}^{-1}$) por ello se podría esperar que la producción de biomasa fuese mucho más alta al suponer que el agua se retiene más tiempo, sin embargo no es así, la biomasa producida a comparación de los otros tratamientos es muy baja. En el caso del tratamiento ZTROh+r la producción de biomasa fue mayor y tal resultado se puede deber a factores químicos como la fertilización química y a la labranza mínima que permite un drenaje moderado (K_s de 2.1). Además de la K_s , se observa (Tabla 16) que los resultados obtenidos de biomasa también son limitados por la CC, es decir que los tratamientos que tienen valores en la CC más altos respecto a otros tratamientos presentan mayor biomasa como el caso del ZTROh+r , ZTRQh+r y ZTIOh+r, mientras que los tratamientos con labranza convencional y poca MO como CTMQH+r tienen baja producción de biomasa, lo anterior sugiere que la estructura del suelo está relacionada con la capacidad de retención de agua de un agrosistema y que el recurso hídrico al ser limitante para la agricultura requiere de un aprovechamiento eficiente como se ha estudiado que la materia orgánica y mínima perturbación del suelo son manejos que llegan a este fin de conservación del agua (Forehr, 2005)

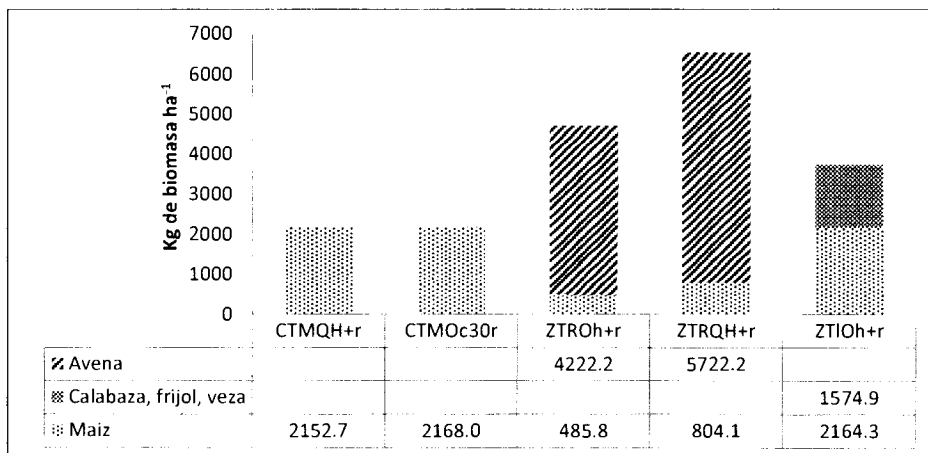


Figura 26. Producción de biomasa de los cultivos en los diferentes tratamientos

Fuente: Gutiérrez, 2015

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos.

Tabla 15. Relación de biomasa con Ks y CC por tratamiento

Tratamiento	Biomasa (kg *ha ⁻¹)	CC	Ks (cm*hr ⁻¹)
CTMQH+r	2152.73	19.91±0.015e	3.1±1.57a
CTMOc30r	2167.97	30.32±0.020b	1.6±0.92d
ZTROh+r	4708.03	24.56±0.021d	2.3±0.32b
ZTRQH+r	6526.33	25.27±0.021c	2.1±1.02b
ZTIOh+r	3739.27	34.21±0.020a	1.8±0.73c

CT= labranza convencional, ZT= mínima labranza, M= monocultivo, R= rotación, I=cultivos intercalados, O= fertilización orgánica, Q= fertilización química, H=herbicida sintético, h= manejo de arvense mecánico, +r= retención de residuos de cosecha, -r= sin residuos, 3Or= 30% de retención de residuos. Nota: Letras diferentes significa que estadísticamente existe diferencia significativa. p<0.05.

V.- CONCLUSIONES

La agricultura convencional CTMQH-R tuvo un impacto significativo en la estructura del suelo y propiedades hídricas del sistema, el suelo presentó mayor cantidad de microagregados, menor porosidad y menor diámetro medio ponderado, estas características tienen impacto en el movimiento de agua que en el caso de CTMQH-R no permanecía en la matriz del suelo asociado a la falta de estructura de este tratamiento. Para este tratamiento la K_s fue la más alta de los tratamientos, permitiendo el flujo hídrico, sin embargo, el agua no es retenida eficientemente para una producción de biomasa favorable, como se refleja en los rendimientos, siendo este tratamiento el de menor producción.

La cantidad de materia orgánica en los agrosistemas y el uso de coberturas vegetales o incorporación de residuos tuvieron impacto favorable en el aprovechamiento de agua como en el caso del tratamiento CTMOc30r que presentó mejor estructura debido a DMP mayor en la profundidad de 10-20 cm y aumentando los valores de ADP, dicho sistema tiene menos probabilidades de generar estrés hídrico en las plantas, lo cual se refleja en mayor producción de biomasa.

Los dos sistemas de agricultura de conservación con y sin agroquímicos (ZTROh+r y ZTRQH+r) manifestaron comportamientos fisicoquímicos similares, la diferencia más significativa fue la producción de biomasa, la cual está relacionada con el uso de fertilización química. En estos sistemas de conservación el almacenamiento de agua relacionado con la capacidad de campo y el agua disponible para las plantas debido a la presencia de materia orgánica fue favorable

para la producción de biomasa y para la estructura del suelo (DMP), así también permite el flujo del agua a través del suelo. Los tratamientos son recomendables para favorecer el uso de suelo agrícola ya que mantiene rendimientos que indican que no existe estrés hídrico.

El tratamiento de milpa orgánica (ZTIOh+r) otorga al sistema un buen aprovechamiento de agua, por sus características físicoquímicas que son predominantemente mejores como materia orgánica, capacidad de campo, estructura a DMP que aquellos tratamientos con labranza convencional. Al igual que los tratamientos de agricultura de conservación, este tratamiento (ZTIOh+ r) favorece el aprovechamiento de agua debido a materia orgánica y residuos en suelo, además, la estructura por DMP es favorecida.

El herbicida 2,4-D en el suelo del sitio de estudio se caracteriza por presentar una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo, lo cual indica que es fuertemente retenido y que potencialmente es contaminante de suelo. La adsorción es más fuerte que la desorción, con lo cual este resultado se puede relacionar con la respiración microbiana que indicó que en presencia del 2,4-D la respiración es mayor que un suelo sin herbicida, lo que indica que el herbicida sea potencialmente utilizado como fuente de carbono por los microorganismos. El tiempo de vida media del herbicida en los tratamientos evaluados de agricultura convencional y labranza mínima fue de 7 días. El herbicida es un contaminante en suelo por un periodo menor a 7 días.

VII.- REFERENCIAS

1. Aguilar, A., Ward, P. 2003. Globalization, regional development, and mega-city expansion in Latin America: analyzing Mexico City's peri-urban hinterland. *Cities*, 20.
2. Adekalu, K.O., Olorunfemi, I.A., Osunbitan, J.A. 2007. Grass mulching effect on infiltration, surface runoff and soil loss of three agricultural soils in Nigeria. *Bioresource Technology*. 98, 912-117.
3. Alazba, A. 2004. Dimensionless advance curves for infiltration families. *Agricultural Water Management*. 41, 115-131.
4. Alberts, E., Laflen, J., Rawls, W., Simanton, J., Nearing, M., 1995. Soil component. In: Flanagan, D.C., Nearing, M.A. USDA-Water Erosion Prediction Project, Hill slope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report 10. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, IN. 7.1-7.47. En línea.
5. Angers, D.A., Carter, M.R. 1996. Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. En: Carter, M.R., Stewart, B.A. Eds., *Structure and Organic Matter*.
6. Boca, R. *Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Publishers. 193-211.
7. Anaya, G., Tovar, S. 1976. Métodos de captación de lluvia para zonas agrícolas con temporal deficiente. Colegio de Postgraduados de Chapingo. Chapingo.

8. Amrita P. 2014. Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment International*. 71, 46-62.
9. Afef, N. 2012. Oxidative damage in bone and erythrocytes of suckling rats exposed to 2,4-D. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 104, 19-27.
10. Afef., N. 2011. 2,4-D effects on nephrotoxicity in rats during late pregnancy and early post natal periods., *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 74, 2316-2316.
11. Albez. & Oliveira. 2014. 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid alters intracellular pH and iontransport in the outer mantle epithelium of the bivalve *Anodontacygnea*. *Acuatic Toxicology*. 154, 12-18.
12. Angulo-Jaramillo, R., Vandervaere, J., Roulier, S., Thony, J., Gaudet, JP., Vauclin, M. 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers. A review and recent developments. *Soil Tillage Research*. 55, 1-29.
13. Ashman, M., Hallett, P., Brookes, P.C., 2003. Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? *Soil Biology Biochemistry*. 35, 435-444.
14. Ball, B., Campbell, D., Hunter, E., 2000. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. *Soil and Tillage Research*. 57, 83-91.
15. Bailey, G., White, J. 1964. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids with implications concerning pesticide bio-activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2, 324-332.

16. Baldock, J. 2002. Interactions of organic materials and microorganisms with minerals in the stabilization of soil structure. In: Huang, P.M. (Ed.). Interactions Between Soil Particles and Microorganisms. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK. 85-131.
17. Barthés, B., Azontonde, A., Boli, B., Prat, C., Roose, E. 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability three tropical regions (Cameroon, Mexico) European Journal of Soil Science. 51, 485-495.
18. Beare, M.H., Bruce, R.R., 1993. A comparison of methods for measuring waterstable aggregates: implications for determining environmental effects on soil structure. Geoderma 56, 87-104.
19. Bejarano, G., Harikrishan, V., Usha, S. 2007. 2,4-D, Respuestas a preguntas frecuentes. Razones para su prohibición mundial. 1ra edición, RAPAM México.
20. Boivin, A., Cherrier, R., Schiavon, M. 2005. A comparison of five pesticides adsorption and desorption processes in thirteen contrasting field soils. Chemosphere. 61, 668-676.
21. Bockstaller, C., Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems. 76, 639-653.
22. Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Zotarelli, L., Aimée, O., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Amado, T.J.C., 2008. Nutrient mining or carbon sequestration? BFN inputs can make the difference. En: Dakora, F., Chimphango, S.B.M., Valentine, A.J., Elmerich, C., Newton, W.E. (Eds.), Biological Nitrogen Fixation: Towards Poverty Alleviation Through Sustainable Agriculture. Springer on line. 11-14.

23. Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P., 2002. Aggregate-protected carbon in no-tillage and conventional tillage agroecosystems using carbon-14 labeled plant residue. *Soil Science Society of American Journal*. 66, 1965-1973.
24. Campbell, G.S., Shiozawa, S., 1994. Prediction of hydraulic properties of soils using particle-size distribution and bulk density data. *Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils*. University of California, Riverside, CA. 317-328, en línea.
25. Kuhn, N., van Oost, K., Cammeraat, E., 2012. Soil erosion, sedimentation, and the carbon cycle. *Catena*. 94, 1-2.
26. Carter, M. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*. 94, 38-47.
27. Chang, R., Goldsby, A. Química. 2015. 11a. edición. México; Madrid. MacGraw-Hill.
28. Chien, H., Yeh, P., Knouft, J.H. 2013. Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. *Journal of Hydrology*. 491, 73-88.
29. Castellanos-Navarrete, A., Chocobar, R. Cox, S., Fonteyne, B., Govaerts, N., Jaspers, F., Kienle, K., N. Verhulst. 2013. Estabilidad de los Agregados del suelo tamizado en húmedo CIMMYT. México.
30. Cissé, O., Guye, N., Sy, M., 2005. Institutional and legal aspects of urban agriculture in French speaking West Africa: from marginalization to legitimization. *Environment and Urbanization*. 17 (2), 143-154.

31. Castro, J. 2006. Urban conflicts over water in Mexico: A theoretical and empirical exploration. In Urban water conflicts. International Hydrological program of UNESCO. 71-90.
32. Casasola, D. 2013., Sorción, degradación y lixiviación de ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-d) en dos suelos de Tabasco. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
33. Conafor y UACH. 2013. Línea Base Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo. Jalisco, México.
34. Conceição, P.C., Dieckow, J., Bayer, C. 2013. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. Soil and Tillage Research. 129, 40-47.
35. Consejo Estatal de Población (COESPO). Estado de México. Consultado en febrero, 2016.
36. Corbella, R., Fernández de Ullivarri, J. 2006. Materia Orgánica del Suelo. Argentina. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán publicaciones.
37. Cruz-Guzmán Alcalá, M. 2007. La Contaminación de Suelos y Aguas: Su Prevención con Nuevas Sustancias Naturales. Universidad de Sevilla. Consultado. Google books.
38. Davis, A., Thorburn, P., Lewis, S., Bainbridge, Z., Attard, S., Milla, R., Brodie, J., 2011. Environmental impacts of irrigated sugarcane production: herbicide run-off dynamics from farms and associated drainage systems. Agriculture Ecosystems and Environment. 180, 123-135.

39. Danalatos, N., Kosmas, C., Drissen, P., Yassoglou, N. 1994. Estimation of the draining soil moisture characteristics from standard data as recorded in soil surveys. *Geoderma*. 64, 155-165.
40. Defossez, P., Richard, G., 2002. Models of soil compaction due to traffic and their evaluation. *Soil and Tillage Research*. 67, 41-64.
41. Dirk, A., Kurstjens, G. 2007. Precise tillage systems for enhanced non-chemical weed management. *Soil & Tillage Research*. 97, 293-305.
42. Diccionario de Especialidades Agroquímicas Fertilizantes, Plaguicidas y productos orgánicos. PLM. En línea consultado en febrero 2016.
43. Dorado, J., Tinoco, P., Almendros, G. 2003. Soil parameters related with the sorption of 2,4-D and atrazine. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 34 (7), 1119-1133.
44. Douglas, I., 2006. Periurban ecosystems and societies: traditional zones and contrasting values. In "The Peri-urban Interface". McGregor, Simon and Thompson Eds. Earthscan, London. 18-29.
45. Duiker, W. 2002. Diagnosing soil compaction using a penetrometer (soil compaction tester). Penn States College of Agricultural Sciences.
46. Ehlers, W. & Goss, M. 2003. Water dynamics in plant production. CABI publishing, USA. 90-118.
47. FAO: herbicidas. 1991 <http://www.fao.org/docrep/t1147s/t1147s0e.htm>
48. FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources, FAO World Soil Resources Reports 84.
49. FAOSTAT. Pesticides. <http://data.fao.org/dataset?entryId=5e70fee4-fb65-43b6-8da1-b6de4626b9bd&tab=metadata>.

50. Fohrer, N., Haverkamp, S., Frede, H., 2005. Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes*. 19, 659-672.
51. Franzluebbers, A., 1999. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. *Applied Soil Ecology* 11, 91-101.
52. Freibauer, A., Rounsevell, M., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
53. Fuentes, M., Hidalgo, C., Etchevers, J., De León, F., Guerrero, A., Dendooven, L., Verhulst, N., Govaerts, B. 2012. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO₂ emissions. *Plant and Soil*. 355, 183-197.
54. Gandhi, R., Snedeker, M. 2014. Pesticides and breast cancer risk: an evaluation of 2,4-D. Program on breast cancer and environmental risk factors, Cornell University College of Veterinary Medicine. Consultado en http://envirocancer.cornell.edu/FactSheet/Pesticide/FS14.2_4-D.cfm
55. Gant, R., Robinson, G., Fazal, S. 2011. Land use change in the 'edgelands': policies and pressures in London's rural-urban fringe. *Land Use Policy*. 28, 266-279.
56. Ghassemi, M., Fargo, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield and A. Takata. 1981. "Environmental Fates and Impacts of Major Forest Use Pesticides." U.S. EPA. Office of Pesticides and Toxic Substances on line. Washington D.C.

57. Germer, S., Neill, C., Vetter, T., Chaves, J., Krusche, A.V., Elsenbeer, H., 2009. Implications of long term land use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. *Journal of Hydrology*. 364, 349-363.
58. Gilg, A., Battershill, M., 1998. Quality farm food in Europe: a possible alternative to the industrialised food market and to current agri-environmental policies. *France Food Policy*. 23, 25-40.
59. Gonzalez, A., Gallego, A., Gemini, V., Papalia, M., Radice, M., Gutkind, G. 2012. Degradation and detoxification of the herbicide 2,4- dichlorophenoxy acetic acid (2,4-D) by an indigenous *Delftia* sp strain in batch and continuous systems. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 66, 8-13.
60. Guillén, G. y Rosa, A. 2008. Influencia del nitrógeno sobre la migración de atrazina en el suelo. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México.
61. Guillermo, A., Periurbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City., *Cities* 2008. 25, 133-145.
62. Gutiérrez, J. 2015. Emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ en cinco diferentes agrosistemas en Cocotitlán, Estado de México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana.
63. Haines, W., 2000. Studies on the physical properties of soils. The hysteresis effect in capillary properties, and the modes of moisture distribution associated therewith. *Journal of agricultural science*. 20, 97-116.

64. Hakansson, I., Lipiec, J., 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*. 53, 71–85.
65. Haverkamp, R., Ross, P., Smettem, K., Parlange, J. 1994. Three dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. Physically based infiltration equation. *Water Resources Research*. 30, 2931-2935.
66. He, H., Zhou, J., Zhang, W., 2008. Modelling the impacts of environmental changes on hydrological regimes in the Hei River Watershed, China. *Global and Planetary Change*. 61, 175-193.
67. Hargreaves, G. & Samani, Z. 2004. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*. 12, 96-99.
68. Hernández, A., Lacasta, C, Pastor J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agricultural Water Management*. 77, 232-248.
69. Houot, S., Topp, E., Abdellah, Y., Soulas, G. 2010. Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in French and Canadian soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 32 (5), 615-625.
70. Imaz, M., Virto, I., Bescansa, P., Enrique, A., Fernandez-Ugalde, O., Karlen, D., 2010. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. *Soil and Tillage Research*. 107, 17-25.
71. Kaczyński, P., Łozowicka, B., Jankowska, M., Hrynko, I. 2016. Rapid determination of acid herbicides in soil by liquid chromatography with

- tandem mass spectrometric detection based on dispersive solid phase extraction. *Talanta*. 152, 127-136.
72. Kang, Y., Wang, F., Liu, H. 2004. Potato evapotranspiration and yield under different drip irrigation regimes. *Irrigation Science*. 23, 133-143.
73. Karlen, D., Mausbach, M., Doran, W., Cline, R., Harris, R., Schuman, G. 1997. Soil Quality: A concept, definition, and framework for Evaluation. *Soil Science Society of America Journal*. 61, 4-10.
74. Kemper, W. and Rosenau, R. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of Soil Analysis. Parte I*. Klute, A., Campbell, G., Jackson, R., Mortland, M., Nielsen, D. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin. 425-442.
75. Kieft, T.L., Soroker, E., Firestone, M.K., 2007. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. *Soil Biology & Biochemistry*.
76. Khalilian, A., Williamson, R., Sullivan, M., Mueller, J. 2002. Injected and broadcast application of composted municipal solid waste in cotton. *Applied Engineering in Agriculture*. 18, 17-22.
77. Li, Y., Tullberg, J., Freebairn, D., McLaughlin, N., Li, H. 2008. Effects of tillage and traffic on crop production in dryland farming systems: I. Evaluation of soil-crop simulation model. *Soil Tillage Research*. 100, 15-24.
78. Lin, H., McInnes, K., Wilding, L., Hallmark, C. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions in a well-structured subsoil. *Soil and Tillage Research*. 39, 131-133.
79. Lin, W., Zhang, L., Du, D., Yang, L., Lin, H., Zhang, Y., Li, J. 2009. Quantification of land use/land cover change in Pearl River Delta and its

- impact on regional climate in summer using numerical modeling. *Regional Environmental Change*. 9, 75-82.
80. Lipiec, J., Stepieniowski, W., 1995. Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. *Soil and Tillage Research*. 35, 37-52.
81. Lipiec, J., Wojciga, A., Horn, R., 2009. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. *Soil and Tillage Research* 103, 170-177.
82. Liu, M., Tao, H., Wang, P., Lv, L., Zhang, Y., Zhang, L. 2008. Water consumption, soil water content variation and water utilization efficiency of different cropping system in China. *Journal of Soil Water Conservancy*. 2 (22), 116-125.
83. Gordon L., Finlayson M., Falkenmark M., 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*. 97, 512-519.
84. Luciano., M. 2007. Dissipation of 2,4-D in soils of the Humid Pampa region, Argentina: A microcosm study. *Chemosphere*. 2007, 257-265.
85. Lundquist, E., Scow, K., Jackson, L., Uesugi, S., Johnson, C., 1999. Rapid response of soil microbial communities from conventional, low input, and organic farming systems to a wet/dry cycle. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1661-1675.
86. Madsen, M. & Chandler, D. 2007. Automation and use of mini disk infiltrometers. *Soil Science Society of America Journal*. 71, 1469-1472.

87. Malone, R., Logsdon, S., Shipitalo, M., Weatherington-Rice, J., Ahuja, L. 2003. Tillage effect on macroporosity and herbicide transport in percolate. *Geoderma*. 116, 191-215.
88. Martínez-Murillo, J., Ruiz-Sinoga, J., 2007. Seasonal changes in the hydrological and erosional response of a hillslope under dry-Mediterranean conditions (Montes de Málaga, South of Spain). *Geomorphology*. 88, 69-83.
89. Marschner, B., Kalbitz, K., 2003. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*. 113. 211-235.
90. McMaster, G., Aiken, R., Nielsen, D. 2000. Optimizing wheat harvest cutting height for harvest efficiency and soil and water conservation. *Agronomy Journal*. 92, 1104-1108.
91. Mickelson, S., Boyd, P., Baker, J., Ahmed, S. 2001. Tillage and herbicide incorporation effects on residue cover, runoff, erosion, and herbicide loss. *Soil and Tillage Research*. 60, 55-66.
92. Mitrogiannis, D., Markou, G., Çelekli, A., Bozkur, H. 2015. Biosorption of methylene blue onto *Arthrospira platensis* biomass: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 3, 670-80.
93. Moffat, A., Boswell, R., 1996. The effectiveness of cultivation using the winged tine on restored sand and gravel workings. *Soil and Tillage Research*. 40, 111-124.
94. Moret, D., Arrúe, J. 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil and Tillage Research*. 96, 103-113.

95. Mottes, C., Lesueur-Jannoyer, M., Le Bail, M., Malézieux, E., 2013. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. En línea.
96. Murphy, R., Montes-Molina, J., Govaerts, B., Six, J., van Kessel, C., Fonte, S. 2016. Crop residue retention enhances soil properties and nitrogen cycling in smallholder maize systems of Chiapas, Mexico. *Applied Soil Ecology*. 103, 110-116.
97. Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. 293-355.
98. Narro, Eduardo., *Física de Suelos.*, 1994., Trillas., México. 71-74.
99. North Dakota State University. 1998. Crop Rotation for Increased Productivity. NDSU Extension Service.
100. Oliver, D., Kookana, R., 2006. On-farm management practices to minimize off-site movement of pesticides from furrow irrigation. *Pest Management Science*. 62, 899-911.
101. Ortiz, A, *Edafología.*, 1978., Chapingo., 2ª edición., México. 127-148
102. Oades, J., 1988. The retention of organic-matter in soils a review. *Biogeochemistry*. 5, 35-70.
103. Oades, J. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*. 56, 377-400.
104. Panayiotopoulos, K., Papadopoulou, C., Hatjioannidou, A. 1994. Compaction and penetration resistance of an Alfisol and Entisol and their influence on root growth of maize seedlings. *Soil and Tillage Research*. 31, 323-337.

105. Parkin, T., Doran, J., Franco-Vizcaíno, E. 1996. Field and laboratory Tests of soil respiration. 231-245.
106. Prado-Pano, B. 2006. Etude du mouvement de l'eau et du transfert réactif du nitrate dans les sols volcaniques du bassin versant élémentaire de la Loma, Mexique. Université Joseph Fourier-Grenoble I, Francia.
107. Prado, B., Fuentes, M., Verhulst, N., Govaerts, B., de León, D., Zamora, O. 2014. Fate of atrazine in a soil under different agricultural systems, *Journal of Environmental Science and Health. Parte B.* 2(49(11)), 844-855.
108. Pretty, J., Noble, A., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R., de Vries, F., Morison, J. 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science & Technology.* 40, 1114-1119.
109. Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. 2003. *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente.* 3ª edición. México.
110. Rashid, A., Ryan, J., Chaudhry, M. 2004. *Challenges and Strategies for Dryland Agriculture in Pakistan.* Capítulo de libro en línea.
111. Rasse, D. P., A. J. M. Smucker, and D. Santos. 2000. Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 725-731.
112. Reeves, D.W. 1994. *Cover Crops and Rotation.* Advance in Soil Science. Lewis Publishers. USA.
113. Reichert, J.M., Akiyoshi Sanchez Suzuki, L.E., Reinert, D.J., Rainer, H., Håkansson, I., 2009. Reference bulk density and critical degree-of-

- compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil and Tillage Research* 102, 242–254.
114. Reynolds, W., Drury, C., Tan, C., Fox, C., Yang, X., 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma* 152, 252-263.
115. Reynolds, W., Yang, X., Drury, C., Zhang, T., Tan, C. 2003. Effects of selected conditioners and tillage on the physical quality of a clay loam soil. *Canadian Journal of Soil Science*. 83, 381-393.
116. Renting, H., Marsden, T., Banks, J. 2003. Understanding alternative food networks: exploring the role of short food supply chains in rural development. *Environment and Planning*. 35, 393-411.
117. Richards, L. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. *Soil Science*. 66 (2), 105-110.
118. Rodriguez, J., 2003. Estimation of advance and infiltration equations in furrow irrigation for untested discharges. *Agricultural Water Management*. 60, 227-239.
119. Rioja Molina, A 2002. *Fitotecnia General*, EUITA. https://www.uclm.es/area/ing_rural/Proyectos/AntonioPavon/05-AnejolIII.pdf
120. Rosenzweig, C., Strzepek, K., Major, D., Iglesias, A., Yates, D., McCluskey, A., Hillel, D. 2004. Water resources for agriculture in a changing climate: international case studies. *Global Environmental Change Human and Policy Dimensions*. 14 (4), 345-360.
121. Rudel, H., Schmidt, S., Kordel, W., Klein, W., 1993. Degradation of pesticides in soil: comparison of laboratory experiments in a biometer

- system and outdoor lysimeter experiments. *The Science of the Total Environment*, 132, 181-200.
122. Scanlon, B., Jolly, I., Sophocleous, M., Zhang, L., 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resources Research*. 43.
123. Soil Science Society of America, 1996. *Glossary of Soil Science Terms*. Madison, WI, USA.
124. Stonestrom, D., Scanlon, B., Zhang, L. 2009. Introduction to special section on impacts of land use change on water resources. *Water Resources Research* 45
125. Tayeb. Nakbi. 2011. Subacute effects of 2,4-D herbicide on antioxidant defense system and lipid peroxidation in rat erythrocytes. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 99, 256-264.
126. Tejada, A., Montesinos R., Guzmán R. 1995. *Bioseparaciones*. Consultado on-line en Scribd Books.
127. Teuling, A., Uijlenhoet, R., Hurkmans-Merlin, O., Panciera, R., Walker, J., Troch, P. 2007. Dry end surface soil moisture variability during NAFE'06. *Geophysical Research Letters*. 34, 1-5.
128. 29. Tipler, P. 2004. *Physics for Scientists and Engineers: Electricity, Magnetism, Light, and Elementary Modern Physics*. 5ª edición. W. H. Freeman.
129. Tullberg, J., Yule, D., McGarry, D. 2007. Controlled traffic farming from research to adoption in Australia. *Soil Tillage Research*. 97, 272-281.

130. Soil Survey Laboratory. 1995. Information manual. Soil Survey Investigations N° 45. United States Department of Agriculture (USDA).
131. Soil Survey Division Staff. «Soil survey manual.1993. Chapter 3, selected chemical properties.». Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
132. Schjønning, P., Rasmussen, K., 2000. Soil strength and soil pore characteristics for direct drilled and ploughed soils. Soil and Tillage Research. 57, 69-82.
133. Tivet, F., Sá, J.C.M., Lal, R., Borszorskei, P.R., Briedis, C., Santos, J.B., Sá, M.F.M., Hartman, D.C., Eurich, G., Farias, A., Bouzinac, S., Séguy, L. 2013. Soil organic carbon fraction losses upon continuous plow-based tillage and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. Geoderma. 214-225.
134. Torres-Guerrero, C., Etchevers, J., Fuentes-Ponce, M., Govaerts, B., León-González, F., Herrera, J. 2012. Influencia de las raíces sobre la agregación del suelo. Terra Latinoamericana. 31, 71-84.
135. Uehara, G. & Gilman, G. 1981. The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview Tropical Agriculture Series. 4, 40-57.
136. Unger, P., Schomberg, H., Dao, T., Jones, O. 1997. Tillage and crop residue management practices for sustainable dry land farming systems. Analysis of Arid Zone Journal Impact and Description. 36, 209-232.
137. United States Department of Agriculture:
<http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome>

138. Wilson M., Sasal., Caviglia., O., 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. *Geoderma*. 192, 354-361.
139. Wilson, A. 2006. Ecological and urban systems models: some explorations of similarities in the context of complexity theory. *Environment and Planning*. 38, 633-646.
140. Wiermann, C., Werner, D., Horn, R., Rostek, J., Werner, B., 2000. Stress/strain processes in a structured unsaturated silty loam Luvisol under different tillage treatment in Germany. *Soil and Tillage Research*. 53, 117-128.
141. Vieuble L., Chenu, C., Soulas, G., 2003. Spatial variability of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) mineralisation potential at a millimeter scale in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 35, 373-382.
142. Wu, Y., Liu, S., Gallant, A., 2012. Predicting impacts of increased CO₂ and climate change on the water cycle and water quality in the semiarid James River Basin of the Midwestern USA. *Science of the Total Environment*. 430, 150-160.
143. Yan, N., Wu, B., Perry, C., Zeng, H., 2015. Assessing potential water savings in agriculture on the Hai Basin plain, China. *Agricultural Water Management*. 154, 11-19.
144. Younes, M., Galal-Gorchev, H. 2000. Pesticides in drinking water a case study. *Food and Chemical Toxicology*. 38, 87-90.

145. Zasada, I., 2011. Multifunctional periurban agriculture. A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy*. 28, 639-648.
146. Zahng, C. & Cao D., 2013. Degradation characteristics of 2,4-D in electro-biological system. *Journal of Hazardous Materials*. 262, 137-142.
147. Zahng, C., Liu, X., Dong, F., Xu, Jun., Zheng, Y., Li, Y., Soil microbial communities response to herbicide 2,4-D-diclorophenoxyacetic acid butyl ester. 2010. *European Journal of Soil Biology*. 46, 175-180.
148. Zhang, H. 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil and Tillage Research*. 31, 263-275.
149. Zelazni, L. & Vanwormhoudt, A. 1996. Charge analysis of soils and anion exchange. In *Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods*, eds. D. L. Sparks. Third edition. Madison, Wisconsin: SSSA. 1231-1253.