



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

**CENTRO MULTIDISCIPLINARIO DE ESTUDIOS EN
BIOTECNOLOGÍA**

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

**Dinámica de nutrientes del suelo bajo cultivo intensivo de
alfalfa en la región ganadera del valle de Cuatro
Ciénegas, Coahuila**

**TESIS
QUE PRESENTA**

Biól. Ofelia Ivette Beltrán Paz

**PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS
ÁREA: BIOTECNOLOGÍA MOLECULAR AGROPECUARIA**

Director de Tesis:

DR. GERARDO VÁZQUEZ MARRUFO

Co-Director de Tesis

DR. FELIPE GARCÍA OLIVA

**Morelia, Michoacán.
Febrero 2017**



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA
CENTRO MULTIDISCIPLINARIO DE ESTUDIOS EN BIOTECNOLOGÍA
**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

**Dinámica de nutrientes del suelo bajo cultivo intensivo de
alfalfa en la región ganadera del valle de Cuatro Ciénegas,
Coahuila**

**TESIS
QUE PRESENTA**

Biól. Ofelia Ivette Beltrán Paz

**PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS
ÁREA: BIOTECNOLOGÍA MOLECULAR AGROPECUARIA**

Director de Tesis:

DR. GERARDO VÁZQUEZ MARRUFO

Co-Director de Tesis

DR. FELIPE GARCÍA OLIVA

**Morelia, Michoacán.
Febrero 2017**

AGRADECIMIENTOS

- Al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas. UMSNH.
- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para los estudios de Maestría en Ciencias Biológicas (No. 253622).
- A la Universidad Nacional Autónoma de México por el financiamiento del proyecto PAPIIT DGAPA-UNAM: Análisis de la vulnerabilidad de la dinámica de nutrientes en un ecosistema árido de México IN204013.
- Al Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. UNAM.
- Al Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. UMSNH.
- Al Laboratorio de Genética Molecular Microbiana. División de estudios de Posgrado. Facultad de Ciencias Médicas y Biológicas “Dr. Ignacio Chavéz”. UMSNH.

A los miembros de comité tutorial y de exámen:

- Dr. Gerardo Vázquez Marrufo. Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. UMSNH.
- Dr. Felipe García Oliva. Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. UNAM.
- Dr. Omar Chassin Noria. Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. UMSNH.
- Dr. Horacio Cano Camacho. Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. UMSNH.
- Dra. Soledad Vázquez Garcidueñas. Laboratorio de Genética Molecular Microbiana. Facultad de Ciencias Médicas y Biológicas “Dr. Ignacio Chavéz”. UMSNH.

A los investigadores y personal técnico involucrado en los análisis efectuados en la presente tesis.

- Mtro. Rodrigo Velázquez Durán por el apoyo en los análisis químicos dentro del Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. UNAM.
- Dr. Andrei Gonzalez Castillo por el apoyo brindado para los análisis dentro del Laboratorio de Genética Molecular Microbiana. División de estudios de Posgrado. Facultad de Ciencias Médicas y Biológicas “Dr. Ignacio Chavéz”. UMSNH.

AGRADECIMIENTOS A TITULO PERSONAL

A **Gustavo Flores Victoria** † y a ti **Enriqueta Valenzuela Saucedo** † los llevo conmigo en todo momento.

A **Bruno Manuel Chávez Vergara**, por ser mi mejor amigo, mi conciencia, mi apoyo y mi compañero de vida y más. Gracias, por tanto.

A mi mamá **Adriana Paz Valenzuela**, por su ejemplo, paciencia y amor que me ha dado durante toda la vida.

A mi hermano **Gustavo Flores Paz**, por siempre enseñarme tanto, te quiero enano.

A la familia **Paz Valenzuela**, tías, tíos, primas, primos y agregados, por su tiempo, amor, cariño, risas, enseñanzas, su ejemplo, regaños, apoyo y mucho más, sin ustedes no sería posible todo lo que he logrado en mi vida.

A la familia **Chávez Vergara**, por su amor y comprensión, se les quiere y mucho, sin ustedes tampoco esto sería posible.

A la familia **Flores Victoria**, por adoptarme, por su cariño, su tiempo y apoyo.

A la familia **Rebollar Rodríguez**, por abrirme las puertas de su hogar y por su invaluable amistad.

A ti **Anita Téllez** simplemente por tu bonita amistad.

A **Octavio Sánchez Lieja**, por su amistad y apoyo al recibirme en su casa.

A la familia **Sánchez Lieja**, por recibirme en su hogar al iniciar una nueva etapa laboral.

A **Azucena Adame Pardo** por su tiempo y amistad, pero sobre todo por las terapias, mil gracias.

A los **Valencianos y Valencianas**, por su bonita y a veces complicada amistad de 23 años, donde hemos compartido tanto.

A la familia **Álvarez Bustamante** (Sra. Tere y Sr. Francisco, hijos y nietos, por recibirme en su casa y adoptar a lolita.

A **Jeff Álvarez Bustamante** por su apoyo y amistad que me ha dado todo este tiempo.

A **Gaby, Maye y Héctor**, por los helados, las comidas y por su tiempo, se volvieron mis amigos.

A mis compañeros de laboratorio de Biogeoquímica de Suelos Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. UNAM.

Al **Biol. Horacio Rodríguez Serrano** por la oportunidad que me brindó de conocer que existen otras formas de ejercer nuestra profesión.

A **Isa, Lalo, Edith, Lau y Nay**, porque me han permitido enseñarles lo que se y creer nuevamente en el compañerismo y cooperación dentro de un grupo de trabajo, son el tipo de personas por las que hacen que valga la pena el trabajo que estoy desempeñando.

A la **Dr. Roció Alcántara** por su buena vibra para todo y en todo momento, por sus comentarios, confianza y por esas alitas y cervezas que hemos compartido.

Al **BIOGEOMI** del Instituto de Geología de la UNAM por el apoyo para terminar esta tesis y por la oportunidad laboral que me han dado y permitirme ser parte de este gran proyecto, es un orgullo.

Y finalmente

Al **Dr. Felipe García Oliva**, por la oportunidad de aprender solo poco de lo que sabe, por su apoyo para que esto finalice. Gracias.

Se acabo y lo dedico a....

A Enriqueta Valenzuela† y Gustavo Flores†.

A Bruno el mejor acompañante de mi vida.

A mi Madre y hermano.

A todas mis familias.

Amigas y amigos.

Y a ti, que de alguna u otra manera formaste parte de esto.

INDICE

I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
II. HIPÓTESIS Y JUSTIFICACION	6
III. OBJETIVOS	6
IV ESTRUCTURA DEL PROYECTO	7
V. ÁREA DE ESTUDIO	8
VI. BIBLIOGRAFÍA	14
VII. CAPÍTULO I	17
Resumen.	17
Introducción.	19
Materiales y Métodos.	23
Resultados.	25
Discusión.	34
Conclusiones.	36
Bibliografía.	37
VIII CAPÍTULO II	39
Resumen	39
Introducción	41
Materiales y Métodos	49
Resultados	61
Discusión	70
Conclusiones	79
Bibliografía	80
IX CAPÍTULO III	88
Resumen	88
Introducción	90
Materiales y Métodos	94
Resultados	103
Discusión	115
Conclusiones	124
Bibliografía	126

X. CONCLUSIONES GENERALES

132

ÍNDICE DE FIGURAS

INTRODUCCIÓN GENERAL.

Figura 1. Ubicación del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. 8

CAPÍTULO I

Figura 1. Mapa de los municipios del estado de Coahuila que forman parte de la Comarca Lagunera. 20

Figura 2. Proporción de la superficie sembrada (%) del total de cultivo para el municipio de Cuatro Ciénegas de Carranza, Coahuila. 27

Figura 3. Superficie sembrada y cosechada de alfalfa en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila. 29

Figura 4. Proporción del valor de la producción (miles de pesos constantes) del total de cultivos para Cuatro Ciénegas de Carranza, Coahuila. 31

Figura 5. Volumen (t) y Valor de la producción de alfalfa (Miles de pesos constantes) en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila. 32

Figura 6. Rendimiento y valor por tonelada de la producción de alfalfa en el ejido de Cuatro Ciénegas, Coahuila. 33

CAPÍTULO II

Figura 1. Dinámica de nutrientes en zonas agrícolas. 48

Figura 2. Ubicación de las dos parcelas agrícolas del ejido de Cuatro Ciénegas. 49

Figura 3. Esquema de muestreo de suelo y biomasa aérea para las parcelas PA1 y PA2. 53

Figura 4. Medias \pm de las tasas de Mineralización potencial de C ($\text{CO}_2\text{-C}$) durante la incubación de 15 días para la estación de invierno y verano. 68

Figura 5. Modelo hipotético de la dinámica de nutrientes en la estación de invierno y en la estación de verano. 79

CAPÍTULO III

Figura 1. Ubicación de las parcelas agrícolas muestreadas en febrero del 2011.	95
Figura 2. Esquema de muestreo de suelo para las parcelas con cultivo y abandonada.	97
Figura 3. Numero de UFC en suelo para la parcela abandonada y la parcela con cultivo en la estación de verano 2011.	111
Figura 4. AWCD de las muestras de suelo para la parcela abandonada y la parcela con cultivo para la estación de verano 2011.	112
Figura 5 Modelo hipotético de la dinámica de nutrientes en la parcela abandonada y en la parcela con cultivo en la estación de verano 2011.	121

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO I

Tabla 1. Número de hectáreas destinada al uso agrícola en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila.	25
Tabla 2. Cociente de la superficie sembrado y la cosechada para todos los cultivos en el municipio de Cuatro Ciénegas.	28
Tabla 3. Volumen y Valor de la producción de todos los cultivos para el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila.	29

CAPÍTULO II

Tabla 1. Características de manejo de las parcelas analizadas para el muestreo de invierno y verano 2010.	50
Tabla 2. Composición de los fertilizantes en las dos parcelas agrícolas analizadas.	51
Tabla 3. Medias del contenido de nutrientes en agua.	61
Tabla 4. Medias de la concentración y cocientes de nutrientes en biomasa aérea.	62
Tabla 5. Medias de los parámetros de humedad, pH en suelo y la concentración de nutrientes totales y sus prospectivos cocientes de suelos.	63

Tabla 6. Valores de F y (p) para los parámetros de suelo en el modelo RMANOVA. **64**

Tabla 7. Media de las concentraciones de nutrientes solubles, así como las formas disponibles de C, N y P en el suelo. **66**

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson para pH, formas solubles, disponibles y formas microbianas en suelo para la estación de invierno. **67**

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson para pH, formas solubles, formas disponibles y formas microbianas para la estación de verano. **68**

Tabla 10. Medias de la tasa de mineralización potencial de C. **69**

Tabla 11. Análisis de Regresión Múltiple. Stepwise de la mineralización potencial de Carbono y las formas dinámicas de nutrientes en el suelo para la estación de invierno y verano. **69**

CAPÍTULO III

Tabla 1. Características de manejo de las parcelas analizadas para el muestreo de verano 2011. **96**

Tabla 2. Tipo de enzima a las se les determino su actividad, nutriente al que se le relaciona, así como el nombre del sustrato o empleado y la temperatura y tiempo de incubación. **103**

Tabla 3. Medias de los parámetros de humedad, pH en el suelo y la concentración de nutrientes totales y sus respetivos cocientes en suelo de la estación de verano 2011. **104**

Tabla 4. Medias de la concentración de las formas solubles y disponibles de C, N y P en el suelo de la estación de verano 2011. **105**

Tabla 5. Medias de la concentración de nutrientes de C, N y P en biomasa microbiana de la estación de verano 2011. **106**

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson para la humedad, pH, nutrientes totales y cocientes de C, N Y P en suelo para la estación de verano 2011. **107**

Tabla 7. Coeficientes de correlación de Pearson para las formas solubles y disponibles de C, N y P en suelo para la estación de verano 2011. **108**

Tabla 8. Medias de la actividad enzimática en suelo en la estación de verano 2011. **109**

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson para la actividad enzimática en suelo para la estación de verano 2011. **110**

Tabla 10. Parámetros de la cinética de los grupos de Biolog para la parcela abandonada y la parcela con cultivo. **112**

Tabla 11. Coeficientes de correlación de Pearson para el tiempo de saturación de los grupos de sustrato, actividad enzimática, formas disueltas, disponibles y microbianas en suelo para la estación de verano 2011. **113**

Tabla 12. Coeficientes de correlación de Pearson para la velocidad de saturación de los grupos de sustrato, actividad enzimática, formas solubles, disponibles y microbianas en suelo para la estación de verano 2011. **114**

Tabla 13. Coeficientes de correlación de Pearson la tasa de utilización de sustrato, actividad enzimática, formas disueltas, disponibles y microbianos en el suelo para la estación de verano 2011. **114**

LISTA DE ABREVIATURAS

MO: Materia Orgánica.

C: Carbono.

N: Nitrógeno.

P: Fósforo.

COT: Carbono Orgánico Total.

COD: Carbono orgánico soluble.

NOD: Nitrógeno Orgánico soluble.

POD: Fosforo Orgánico soluble.

PI: Fosforo inorgánico disponible.

NH₄^{Sol}: Amonio soluble.

NH₄^{Disp}: Amonio disponible.

NO₃^{Sol}: Nitrato soluble.

NO₃^{Disp}: Nitrato disponible.

Cmic: Carbono microbiano.

Nmic: Nitrógeno microbiano.

Pmic: Fosforo microbiano.

CO₂-C: Mineralización potencial de C.

PA1: Parcela sin aplicación de enmienda química.

PA2: Parcela con aplicación de enmienda química.

UFC's: Unidades formadoras de colonias.

CBH: Celuobiohidrolasa.

β-GLU: β-glucosidasa.

PFO: Polifenoloxidasa.

FME: Fosfomonoesterasa.

FDE: Fosfodiesterasa.

CLCP's: Análisis a nivel fenotípico de la comunidad.

CHO: Carbohidratos.

AA.: aminoácidos.

A.C.: Ácidos carboxílicos.

C.F.: Compuestos fenólicos.

TS: Tiempo de saturación.

VS: Valor de Saturación.

TaU: Tasa de utilización del sustrato.

RESUMEN

El Municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila se caracteriza por su actividad agrícola enfocada a la producción de alimentos para consumo del ganado, específicamente la alfalfa para el ganado estabulado de la región. Este tipo de cultivos en regiones áridas demandan una gran cantidad de insumos como fertilizantes (químicos y orgánicos), así como recursos hídricos, y se basan en prácticas agrícolas intensivas, lo que ha ocasionado la modificación de las características químicas, físicas y biológicas del suelo. El presente trabajo tiene como objetivo general Analizar el efecto de los cultivos de alfalfa sobre la actividad microbiana y la dinámica de nutrientes (C, N y P) en el ejido del valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Para llevar a cabo el presente objetivo se realizó un análisis de la dinámica y cambio de la superficie sembrada y cosecha del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila en periodo comprendido entre 2010 y 2012. Así mismo, en el primer capítulo se realizó la caracterización en campo con base en un muestreo al azar estratificado para obtener muestras de suelo frescas de dos parcelas con cultivo de alfalfa para dos estaciones (secas y lluvias). Se cuantifico la concentración de C, N y P totales, formas potencialmente disponibles, solubles y microbianos. Para determinar la actividad microbiana del suelo se llevó a cabo la cuantificación de la actividad enzimática y potencial catabólico microbiano. En el presente estudio, se observó que la estacionalidad influye sobre la dinámica de nutrientes en suelos agrícolas. Las muestras de invierno tuvieron mayores concentraciones de COD, NOD y POD así como de NH_4^+ , mientras que en verano la concentración de NO_3^- fue tres veces mayor que en invierno. En verano se observó un aumento de COD lo cual favoreció la inmovilización de C en biomasa microbiana, así también el nitrato es mayor lo que favorece el proceso de nitrificación. En cuanto al P en forma inorgánica para ambas estaciones se considera un nutriente limitante. Para el segundo capítulo se realizó un muestreo al azar estratificado en época de lluvias para obtener muestras de suelo en una parcela con cultivo y una recién abandonada. Se presentó un aumento en las concentraciones de COD para la parcela abandonada lo cual estimuló la actividad de los microorganismos heterótrofos, promovió la mineralización de N en forma de NH_4^+ . En cambio, en la parcela con cultivo se presenta un aumento de Nmic atribuido a la baja disponibilidad de NOD, lo cual promovió la inmovilización en la biomasa microbiana. En cuanto a la actividad enzimática de la B-GLU, la PFO y la FME fue mayor en la parcela con cultivo, así como la y la capacidad metabólica es mayor en la parcela abandonada, debido a que la comunidad microbiana, lo cual sugiere que la comunidad microbiana se acopla al nuevo estado del suelo sin las prácticas de manejo.

PALABRAS CLAVE: Cuatro Ciénegas, alfalfa, biogeoquímica, suelo, actividad microbiana, enzimas.

ABSTRACT

The valley of Cuatro Ciénegas, Coahuila is characterized by agricultural activity focused on the production of food for livestock, specifically alfalfa for dairy cattle in the region. These crops in arid regions require a large amount of inputs (chemical and organic), water because are based on intensive agricultural practices. This has led to changes in the chemical, physical and biological characteristics of the soil. The goal of this work is analyzed the effect of alfalfa crops on microbial activity and nutrients dynamics (C, N and P) in the agricultural zone of the Cuatro Ciénegas valley, Coahuila. In order to carry out the present objective, we perform the analysis of the dynamics and change of crop area and harvest of the municipality of Cuatro Ciénegas, Coahuila, in the period among 2010 and 2012. In the first chapter, the characterization on field was performed, this was based on a stratified random sampling to obtain fresh soil samples from two alfalfa plots for two seasons (drought and dry). We quantified the concentration of total C, N and P, available, soluble and microbial forms. To determine the microbial activity of the soil, the quantification of enzymatic activity and microbial catabolic potential was carried out. In the present study, it was observed that seasonality influences the nutrient dynamics in agricultural soils. Winter samples had higher concentrations of COD, NOD and POD as well as NH_4^+ , whereas in summer the concentration of NO_3^- was three times higher than in winter. In summer the increase of DOC was observed which favored the immobilization of C in microbial biomass, and the nitrate is higher, this favors the nitrification process. The P in inorganic form for both stations are considered a limiting nutrient. For the second chapter a stratified random sampling was carried out in the rainy season to obtain soil samples on a cultivated plot and a recently abandoned plot. There, was an increase in COD concentrations for the abandoned plot which stimulated the activity of heterotrophic microorganisms, promoted the mineralization of N in the form of NH_4^+ . However, in the cultivated plot, an increase of N_{mic} was attributed to the low availability of NOD, which promoted the immobilization in the microbial biomass. As for the enzymatic activity of B-GLU, the PFO and FME was higher in the cultivated plot, as well as the and the metabolic capacity is higher in the abandoned plot, because the microbial community, which suggests that microbial community is coupled to the new soil status without management practices.

KEY WORDS: Cuatro Ciénegas, lucerne, biogeochemistry, soil, microbial activity, enzymes.

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ecosistemas áridos representan aproximadamente el 40% de la superficie continental del planeta (Han y Singer, 2007; Cavanaugh et al., 2010). Estos ecosistemas se caracterizan por su régimen de precipitación escasa e irregular, así como por sus regímenes de temperaturas elevadas y extremas, lo que ocasiona que la evaporación sea mayor que la precipitación (Challenger, 1998; FAO, 2007).

De acuerdo a la FAO (2007), los ecosistemas desérticos son considerados como los más vulnerables al proceso de desertificación, ya que se encuentran continuamente expuestos a diversas perturbaciones, entre ellas a la modificación y uso de la cobertura vegetal natural para uso medicinal, ornamental y como combustible (González, 2012). Aunado a lo anterior, la actividad agrícola es considerada como la principal causa de la degradación del suelo en zonas áridas, ya que se elimina completamente la cobertura vegetal para ser sustituida por cultivos, con el objetivo de cumplir las demandas de producción de alimentos (FAO, 2007; SEMARNAT, 2007).

Al eliminar la cobertura vegetal natural y emplear la superficie para la producción de cultivos, se generan cambios en el ambiente químico, físico y biológico de los suelos, por medio de prácticas agrícolas. Dentro de las prácticas más importantes se encuentran: a) el empleo de maquinaria para el arado y siembra para la modificación física de la estructura del suelo y b) el empleo de fertilizantes y riego que modifican el ambiente químico como el pH y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Trasar-Cepeda, 2008; MacLauchlan, 2006).

La actividad agrícola no sólo tiene como objetivo proporcionar alimentos para consumo humano, sino también para el consumo del ganado estabulado que es alimentado con forraje de alfalfa cultivada de modo intensivo. Lo que ha generado una competencia por recursos entre estos dos objetivos, ejerciendo mayor presión sobre los ecosistemas, ya que 1) aumenta la demanda de la superficie destinada a la siembra de los cultivos, lo cual implica una mayor pérdida de vegetación natural de la zona; 2) hay una mayor extracción y consumo de agua para satisfacer las demandas de cada cultivo, con lo que se otorgan mayores permisos para la apertura de pozos de agua, ocasionando así una disminución de los cuerpos de agua de la zona y 3) mayor consumo de fertilizantes para aumentar la productividad del cultivo, lo que ocasiona cambios

en las propiedades químicas del suelo (Pérez, 1998; Challenger, 1998).

Específicamente, la agricultura de tipo intensivo genera altos costos de producción y demanda de recursos como agua y fertilizantes. Lo anterior en la mayoría de los casos lo hace poco redituable para los agricultores, ya que el tipo cultivo, la forma de riego, el tipo y la cantidad de fertilizantes son aplicados a otras zonas áridas, ocasionando que estas sean insostenibles a largo plazo, debido a que no se contemplan las particularidades de cada zona.

A nivel mundial, se estima que existen 1,104 millones de hectáreas dedicadas a la agricultura y 22% de la superficie corresponden a zonas áridas y semiáridas (GLASOD-FAO, 1991; FAO-UNDP-UNEP; 1994). En México, la actividad agrícola ocupa una superficie de 22,137, millones de hectáreas, de las cuales el 75% corresponde a agricultura de temporal y 25% corresponde agricultura de riego. Del total de la superficie nacional dedicada a la agricultura, alrededor de un 70% (aproximadamente 34.5 millones de hectáreas) se encuentra asociado con algún tipo de degradación, siendo dominante la degradación química, la cual afecta 34.04 millones de hectáreas, principalmente en zonas agrícolas y el 3.2% corresponde a zonas que presentan problemas de salinidad (INEGI; 2007; SEMARNAT; 2007).

La salinización es el principal problema de las zonas agrícolas áridas y se debe principalmente al tipo y forma de riego y al uso de fertilizantes (Lal, 2006; Ammari et al., 2013). El proceso de salinización consiste en una acumulación de sales en los horizontes superficiales. Existen distintas sales, cuyos principales constituyentes son cationes de solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) y/o aniones (SO_4^{-2} , H_2CO_3^- y Cl^-).

El agua disponible para riego puede contener altas concentraciones de sales, que quedan depositadas en la superficie del suelo. El agua que se infiltra ocasiona la solubilización de sales que se encuentran en el suelo naturalmente, las cuales ascienden a la superficie, quedando depositadas en horizontes superficiales, llegando a formar costras en la superficie del suelo (Gliessman 2002; Essington, 2004; Sanderman, 2012). Debido a lo anterior, la concentración de sales en el suelo depende en gran medida de la calidad del agua, la salinidad natural del suelo y de la capacidad de drenaje que tenga el sitio (Rhoades, 1996).

El desarrollo de la agricultura en suelos con procesos de salinización tiene repercusiones importantes para la vegetación que incluyen: 1. *Absorción de agua*. Al existir una alta concentración de sales en la solución del suelo, la presión osmótica se incrementa, ocasionando

que las células de la raíz tengan que emplear una mayor cantidad de energía para absorber las moléculas de agua y evitar que el agua salga de la célula y se colapsen (Thomas y Middlenton, 1993; Eynard et al., 2013). 2. *Asimilación de nutrientes*. Las sales llegan a interferir con la capacidad de las plantas para adquirir o asimilar nutrientes, al existir competencia entre los iones, por ejemplo: cuando el sodio predomina puede afectar la disponibilidad de potasio o calcio, mientras que en condiciones salinas puede inhibir la absorción de nitratos (Hu & Schmidhalter, 2005). En particular, se ha observado que si la absorción de calcio no es adecuada, las funciones de la membrana celular se ven afectadas, lo que puede llegar a la permeabilidad de esta hacia otros elementos (Vermue et al, 2013). 3. *Toxicidad*. El exceso de iones absorbidos por la planta puede acumularse en tejidos y células, provocando alteraciones al metabolismo, afectando el funcionamiento de las enzimas y la tasa fotosintética. Los iones más tóxicos son el sodio, el cloruro y el sulfato, los cuales, por efecto del gradiente osmótico, se pueden acumular en los tejidos induciendo efectos a nivel fisiológico de la planta (Thomas y Middlenton, 1993; Eynard y Lal, 2006).

Otro efecto que tiene el proceso de salinización es el cambio de pH del suelo, ya que cuando los cationes se acumulan en él, remplazan a los iones hidrogeno y aluminio dominando en sitios de intercambio catiónico de las arcillas y en la solución del suelo. Lo anterior influye directamente en la disponibilidad de nutrientes del suelo, ya que estos cuentan con un rango óptimo de pH para estar disponibles. Por ejemplo, el intervalo en el que el N y P se encuentran disponibles para las plantas es entre 6.5 y 7, mientras para micronutrientes como K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} puede ser entre un pH de 6 y 10 (Plaster, 2005).

El principal efecto de la salinidad sobre las propiedades físicas del suelo consiste en la modificación de su estructura. Cuando el Na^+ y el Mg^{2+} aumentan, las fuerzas de atracción entre las arcillas disminuyen y estas tiende a dispersarse, provocando que el suelo pierda su estructura en agregados y se compacte (Churchman, 2006).

Si bien el empleo de fertilizantes tiene la finalidad de aumentar la productividad del cultivo, su uso excesivo e inadecuado en cuanto a la cantidad y la frecuencia ocasiona efectos negativos al suelo y al cultivo. Los fertilizantes pueden infiltrarse en los suelos, llegar al manto freático y contaminarlo; pueden quedar unidos a partículas de arcillas y a la materia orgánica, ocasionando que los nutrientes no se encuentren disponibles para la planta y por lo tanto, puede provocar una desincronización entre las necesidades nutrimentales de estas y la disponibilidad

de los nutrientes (Odesemoy y Kloepper, 2009). El principal efecto del uso de fertilizantes químicos es el cambio de pH en el suelo. Por ejemplo, el nitrato de amonio y el fosfato de amonio entran directamente a la solución del suelo, en donde se promueve la liberación de H^+ por la oxidación del NH_4^+ a NH_3^- , ocasionando un desequilibrio químico (Plaster, 2005; Chaktaborty et al., 2011; Liu et al., 2010).

La transformación de nutrientes en regiones áridas y semiáridas se caracteriza por ocurrir en etapas esporádicas (Hartley et al., 2007). Estos periodos cortos de gran actividad son ocasionados por la presencia de pulsos de agua, lo cual da lugar a una cascada de transformaciones químicas y biológicas mediadas por los microorganismos del suelo (Austin et al., 2004; Schwinning y Sala, 2004). Se distinguen dos patrones de precipitación estacionales, la época seca, en la que durante la ausencia de agua disminuye la descomposición de la materia orgánica, pero existe una acumulación de nutrientes potencialmente solubles en el suelo (Qualls, 2000), y la época humedad, caracterizada por la presencia de agua, lo que ocasiona que los nutrientes acumulados entren a la solución del suelo y así estar disponibles para plantas y microorganismos. Lo anterior se ve alterado debido a la actividad agrícola, por la aplicación de fertilizantes y riego, modificando los procesos de la dinámica del Carbono (C), Nitrógeno (N) y Fósforo (P) (McLauchlan, 2006, Trasar-Cepeda et al., 2008).

En el Valle de Cuatro Ciénegas en el estado de Coahuila, se ha convertido a la cobertura vegetal a parcelas agrícolas de uso intensivo. Esta agricultura se basa en la producción de la alfalfa con riego por inundación y aplicación de fertilizantes químicos. Estas parcelas pueden mantenerse con el cultivo de alfalfa por un periodo de hasta 6 años, posteriormente puede ser sustituido por otros cultivos forrajeros (sorgo y maíz) o de consumo humano (uva y nuez) (INEGI, 2010).

Debido al manejo intensivo que tienen las parcelas, existe una disminución en la productividad y un aumento en los problemas de degradación del suelo como la salinización, siendo el problema más común de la región. Después de algunos años de uso, las parcelas son abandonadas por los agricultores, debido a la pérdida de fertilidad o por procesos de salinización, los cuales en la mayoría de los casos no pueden ser revertidos por la falta de ingresos económicos por parte de los agricultores. Para poder evitar o prevenir los procesos de degradación ocasionados por la agricultura, es necesario conocer de manera integral la dinámica

que se presenta entre los diferentes componentes del suelo y cómo esta se modifica con las diferentes prácticas agrícolas. Esto permitirá sentar las bases teóricas que generen propuestas de manejo más adecuadas para estos sistemas y se pueda evitar así su degradación y/o abandono.

II. HIPOTESIS Y JUSTIFICACIÓN

El desarrollo de la actividad agrícola en el Valle de Cuatro Ciénegas y las prácticas de manejo afectara y modificando la dinámica estacional de los nutrientes C, N y P así como la actividad microbiana del suelo.

JUSTIFICACION.

Dentro del valle de Cuatro Ciénegas, no existe ningún trabajo que analice los efectos del manejo agrícola obre la dinámica de nutrientes del suelom la actividad microbiana y su interaccion. Por lo tanto, es importante generar un diagnostico adecuado para comenzar a desarrollar bases solididad y proponer sistemas de manejo adecuados a la zona.

III. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

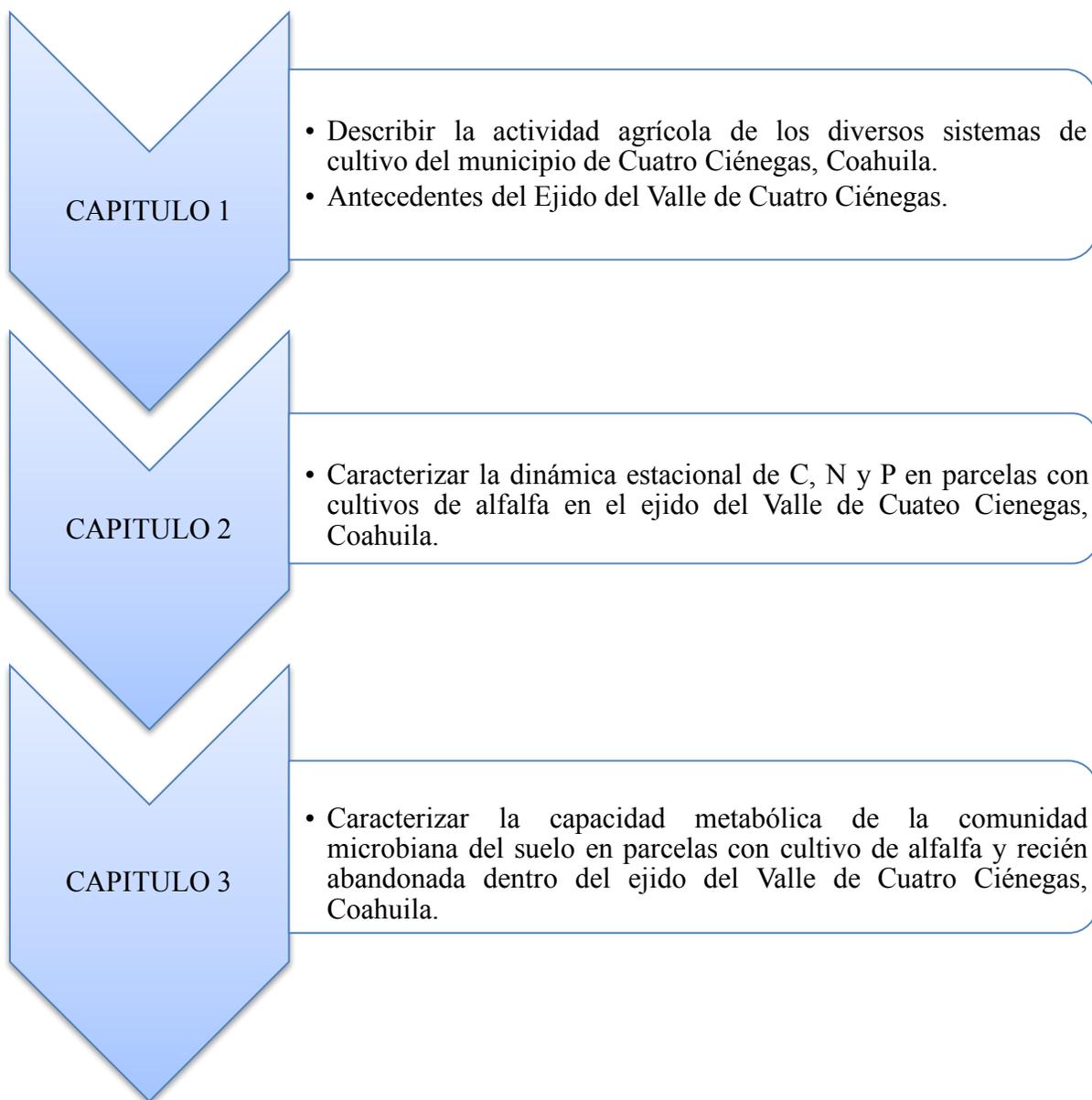
Analizar el efecto de los cultivos de alfalfa sobre la actividad microbiana y la dinámica de nutrientes (C, N y P) en el ejido del valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Caracterizar la dinámica de la producción agrícola del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila.
2. Caracterizar la dinámica estacional de C, N y P en parcelas con cultivos de alfalfa y bajo dos tipos de manejo químico dentro del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.
3. Caracterización la capacidad metabólica de la comunidad microbiana del suelo en parcelas con cultivo de alfalfa y recién abandonada dentro del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas.

IV. ESTRUCTURA DEL PROYECTO

A continuación, se presenta la estructura del presente trabajo, el cual está conformado por cuatro capítulos que responden a preguntas específicas en el contexto del proyecto. De acuerdo a la pregunta específica, cada capítulo se integra con su propia metodología, resultados y discusión.



V. ÁREA DE ESTUDIO

El presente trabajo se llevó a cabo en el ejido del “Valle de Cuatro Ciénegas” en el municipio de Cuatro Ciénegas de Carranza, en el estado de Coahuila (Fig. 1). El área de estudio está ubicada al SE de la cabecera municipal dentro del ejido de Cuatro Ciénegas, entre las coordenadas geográficas extremas $26^{\circ} 58'$ y $26^{\circ}59'$ de latitud Norte y $102^{\circ} 03'$ y $101^{\circ} 59'$ longitud Oeste.

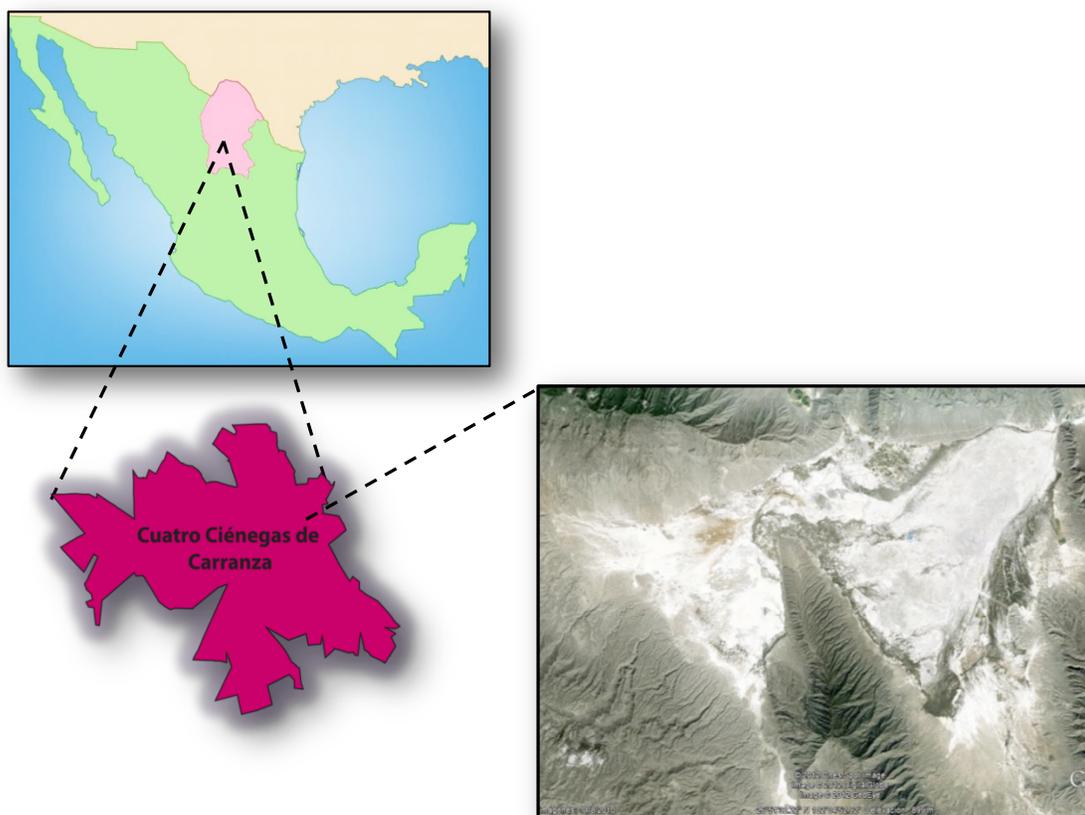


Figura 1. Ubicación del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.

Cuatro Ciénegas forma parte del desierto Chihuahuense (CONANP, 2007), el cual se considera como la zona árida y semiárida más extensa del norte de México, contando con una superficie aproximada de $630,000 \text{ km}^2$, que abarca los estados de Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí, Tamaulipas, Zacatecas y hasta el sureste de los Estado Unidos de América.

Está catalogada como una de las regiones más importantes por su diversidad biológica y

endemismo de cactáceas, peces, reptiles y microorganismos del suelo y acuáticos (Balleza y Villaseñor, 2011). Adicionalmente, la extrema oligotrofia ha contribuido al endemismo biológico de la zona (Souza et al., 2012).

El Valle de Cuatro Ciénegas posee una extensión de 150,000 ha, se encuentra a una altitud de 740 msnm, su clima es muy seco (BWh'), semicálido con escasas lluvias en verano y ocasionalmente en invierno, registra una temperatura media anual de 21°C y una precipitación media anual de 222 mm al año (INEGI, 2011). Forma parte de la Provincia de la Sierra Madre Oriental y de la Subprovincia denominada Sierras y Llanuras Coahuilenses (INEGI, 2011). Geológicamente, el Valle de Cuatro Ciénegas se localiza dentro del plegamiento marginal del flanco occidental de la Sierra Madre Oriental (Johanneson, 2004). El valle se encuentra rodeado por las siguientes sierras: al norte por La Madera y La Menchaca, al oeste La Purísima y San Vicente, al sur por San Marcos y Pinos y al sureste por La Fragua (CONANP, 2007).

Las rocas predominantes en el valle son calizas y yesos del Jurásico (Mckee, 1990). En la parte oriental dominan las formaciones de calizas y en la parte occidental los afloramientos de yesos. En estas zonas se extienden amplias bajadas, lomeríos y llanuras de materiales aluviales (CONANP, 2007). Los tipos de suelos predominantes de la región son calcisoles, gipsisoles y leptosoles y la vegetación predominante son matorral xerófilo y pastizal halófilo (CONANP, 2007).

En relación a su hidrología, el acuífero de Cuatro Ciénegas se encuentra dentro de la región Río Bravo-Conchos, cuenca Falcón-Salado y Subcuenca Río Salado-Nadadores. Esta es una cuenca endorreica, los arroyos que se originan en las sierras que lo circundan desaparecen al infiltrarse en las márgenes del valle a través de depósitos aluviales permeables que recargan los mantos freáticos del valle, los cuales pueden emerger formando un complejo sistema hidrológico compuesto por ríos, pozas y humedales. Las corrientes que se originan son de origen intermitentes, con escurrimientos torrenciales de unas cuantas horas de duración (SEMARNAT, 2005). El río más importante del valle es el Río Mezquites, el cual nace cerca del rancho Tierra Blanca, al Noreste de la sierra de San Marcos. Este río pasa a través de un humedal grande. Anteriormente su agua se drenaba hacia una depresión cerrada que se encontraba en la parte Este del Valle, pero en la actualidad una gran proporción de su agua es desviada hacia los canales de riego que fluyen dentro y fuera del municipio del Valle de Cuatro Ciénegas (SEMARNAT, 2005).

En lo que se refiere a su importancia biológica, el “Valle de Cuatro Ciénegas” es una Área de Protección de Flora y Fauna, declarada como tal en 1994. A nivel internacional ha sido declarado como sitio RAMSAR¹, considerándose así un humedal prioritario en el mundo. Este valle también pertenece a una de las Eco-regiones Prioritarias elaboradas por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) (SEMARNAT, 2005; Souza et al., 2012). La diversidad de la flora y la fauna del valle comprende aproximadamente 1, 240 especies registradas, de las cuales 70 son endémicas y 89 se encuentran enlistadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. De ellas, 16 especies son consideradas en peligro de extinción, 39 amenazadas y 34 especies sujetas a protección especial (SEMARNAT, 2005).

¹ Tratado intergubernamental en donde 160 países establecen los compromisos de actuación dirigidos a mantener las características ecológicas de sus humedales de importancia internacional como una contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el planeta a través de acciones locales, regionales y nacionales.

**MANEJO AGRÍCOLA EN EL EJIDO DEL VALLE DE CUATRO CIÉNEGAS, COAHUILA.
EJIDO DEL “VALLE DE CUATRO CIÉNEGAS”**

La zona de cultivo en la que se llevó a cabo este estudio se localiza dentro del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas, que se encuentra ubicado al noreste del valle sobre sustrato de CaCO_3 , clasificándose el suelo como Calsisol (CONANP, 2007). El ejido de Cuatro Ciénegas fue fundado en el año 1928 y actualmente lo integran 69 ejidatarios (CONANP, 2007).

La actividad agrícola dentro del valle de Cuatro Ciénegas se presenta aproximadamente desde 1930. Sin embargo, esta actividad se ha incrementado significativamente a partir de 1960 a la fecha (CONANP, 2007), ya que ha triplicado la superficie en los últimos 30 años, la cual ha pasado de 3, 363 ha en 1960 a 9, 321 ha en 1994. En 2007, la superficie cultivada fue de 2, 744 ha (CONANP, 2007). Estos sistemas agrícolas se basan en la producción del cultivo perenne de alfalfa (*Medicago sativa*), bajo condiciones de riego por inundación y fertilización química. Este cultivo es el más importante para el valle y sus alrededores (CONANP, 2007), ya que su producción es enviada a la Comarca Lagunera para alimento del ganado bovino estabulado productor de leche.

La alfalfa es una leguminosa perenne, la cual es considerada como forraje de alta calidad y que puede ser pastoreado, ensilado, henificado o suministrado en verde. Tiene un alto rendimiento y contenido de proteínas, vitaminas, minerales y bajo porcentaje de fibra, por lo que es considerado adecuado para la producción de leche (Morales et al., 2006; Villegas et al., 2004). Es uno de los cultivos forrajeros de leguminosas perennes que se encuentran dentro de los más tolerantes y resistentes a periodos de déficit de agua y escasas de lluvias (Mccallum et al., 2001). Su resistencia está relacionada con la habilidad de tener acceso al agua del subsuelo debido a su sistema profundo de raíces, así como su capacidad para permanecer en estado latente cuando el suministro de agua es limitado (Bell et al., 2007). Además del sistema radicular profundo, existe un rango de adaptaciones morfológicas y fisiológicas para evitar o tolerar el déficit de agua (Bell et al., 2007).

La alfalfa crece satisfactoriamente en una amplia gama de tipo de suelos, preferentemente de textura media a gruesa (arenosos, franco o limosos), profundos con buen drenaje (D' Atellis, 2005). Es considerada como moderadamente tolerante a la concentración de sales en el suelo en sus primeros estadios, aumentando su resistencia a los cloruros a medida que va madurando. Dicha planta es considerada como uno de los cultivos agrícolas más

importantes de todo el mundo, por sus características de forraje, así como su capacidad de fijar altas cantidades de nitrógeno atmosférico (N_2), gracias a su relación simbiótica con bacterias del género *Rhizobium* (Bowman et al., 2002). La mayor parte de la producción de alfalfa de los ejidos dentro del valle es llevada al municipio de Torreón que forma parte de la Comarca Lagunera como alimento para el ganado estabulado.

PRÁCTICAS DE RIEGO EN EL EJIDO DEL VALLE DE CUATRO CIÉNEGAS.

A fines del siglo XIX se inició el drenado artificial de la cuenca de Cuatro Ciénegas mediante la construcción de canales para conducir el agua de las pozas y los ríos a las zonas agrícolas de Lamadrid y Sacramento (DOF, 2008). En el siglo XX, durante la década de los años 60's se construyeron canales de mayor capacidad, con lo que se modificó drásticamente el ciclo hidrológico de la cuenca; se acentuó su drenado artificial provocando la desecación de los principales lagos y humedales (DOF, 2008). Actualmente los canales son alimentados por pozas de mayor capacidad, como la poza La Becerra que suministra agua para riego de unas 400-500 hectáreas, extrayéndose un aproximado de 23 millones de metros cúbicos dentro de la zona de Cuatro Ciénegas (DOF, 2008). El funcionamiento de los canales depende de abrir y cerrar compuertas para permitir la entrada de agua a las parcelas divididas en *Melgas*, las cuales son franjas de terreno delimitadas por dos bordes paralelos de aproximadamente 80 cm de altura, entre los que circula el agua de riego en dirección de la pendiente. Por el tipo de construcción de los canales, un alto porcentaje de agua se pierde por infiltraciones o fugas debido a la falta de mantenimiento, revestimiento o por evaporación, ya que estos canales son abiertos (DOF, 2008).

Los principales canales que son utilizados para el riego en el valle de Cuatro Ciénegas son: el Venado, Antiguos Mineros del Norte y Julio Arredondo (DOF, 2008). Los canales conducen un caudal total medio superior a los 3000 L/s, dando un volumen del orden de 99.5 millones de m^3 anuales, de los cuales el 17.8% se utiliza para el valle de Cuatro Ciénegas y el restante 81.7% fuera del valle, siendo conducidos a los ejidos La Madrid, Sacramento, San Buenaventura y Nadadores. El volumen de agua destinada al riego dentro del valle es de 14 millones de m^3 /año (DOF, 2008). Sin embargo, debido al manejo inadecuado de los sistemas de cultivo de alfalfa, y al hecho de que por años ha sido el cultivo predominante dentro del valle de Cuatro Ciénegas, este es ahora considerado uno de los principales factores de degradación

del valle, principalmente por la cantidad de agua que se extrae para su riego (Souza et al., 2006).

VI. BIBLIOGRAFIA

- Adesemoye A. y J. W. Kloepper. 2009. **Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-user efficiency.** *Applied Microbiology and Biotechnology*. 85:1-12.
- Ammari T., R. Tahhan, S. Abubaker, Y. Al-Zú Bi, A. Tahboub, R. Tány, S. Abu-Romman, N. Al-Manaseer y M. Stietiya. 2013. **Soil salinity changes in the Jordan Valley potentially threaten sustainable irrigated agriculture.** *Pedosphere*. 23 (3): 376-384.
- Austín A., L. Yahdjian, J. Starrk, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton, D. Ravetta y S. Schaeffer. 2004. **Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems.** *Oecología*. 141: 221-235.
- Balleza J. y J. Villaseñor. 2011. **Contribución del estado de Zacatecas (México) a la conservación de la riqueza florística del desierto Chihuahuense.** *Acta Botánica Mexicana*. Instituto de Ecología, A.C. Pátzcuaro, México. 94: 61-89.
- Bell L., A. Williams, M. Ryan y M. Ewing. 2007. **Water relations and adaptations to increasing water deficit in three perennial legumes, *Medicago sativa*, *Dorycnium hirsutum* and *Dorycnium rectum*.** *Plant and Soil*. 290: 231-243.
- Bowman A., M. Peoples, W. Smith y J. Brockwell. 2002. **Factors affecting nitrogen fixation by dryland Lucerne in central-western New South Wales.** *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 42: 439-451.
- Cavanaugh M., S. Kurc y R. Scott. 2010. **Evapotranspiration partitioning in semiarid shrubland ecosystems: a two-site evaluation of soil moisture control on transpiration.** *Ecohidrology*. 4: 671-681.
- Chakraborty A., K. Chakrabarti, A. Chakraborty y G. Sagarmoy 2011. **Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of tropical agricultural soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 47:227-233.
- Challenger A. 1998. **Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, Pasado, presente y Futuro.** Comisión Nacional para el Conocimiento de los Ecosistemas y Uso De La Biodiversidad, México, D.F. 847 pp.
- Comisión Nacional de Aéreas Naturales Protegidas (CONAP). 2007. **Programa de Desarrollo Regional Sustentable. Estudio sobre el Cambio de Uso de Suelo en el Valle de Cuatro Ciénagas Periodo 2002-2006.** Mesomaya Asociación Civil. 55 pp.
- D'Attellies R. 2005. **Alfalfa (*Medicago sativa* L.) producción de semilla Tonogasta, Catamara.** Dirección Provincial de Programación del Desarrollo. Ministerio de producción y Desarrollo. Gobierno de la Provincia de Catamara. 47 pp.
- DOF. Diario Oficial de la Federación. 2008. **Acuerdo por el que se dan a conocer los estudios técnicos del Acuífero 0528 Cuatrociénegas y se modifica los límites y plano de localización que respecto del**

mismo se dieron a conocer en el Acuerdo por el que se dan a conocer los límites de 188 acuíferos de los estados Unidos mexicano, los resultados de los estudios realizados para determinar su disponibilidad media anual de agua y sus planos de localización. Poder Ejecutivo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Primera Sección. Junio. 14 pp.

Eynard A., Lal R. y Wide k. 2013. **Crop response in salt-affected soils.** *Journal of Sustainable Agriculture.* 27 (1): 5-50.

FAO. Food and Agriculture Organization. 2007. **Secuestro de carbón en zonas áridas.** Informes sobre recursos mundiales de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 102: 123 pp.

González F. 2012. **Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación.** SEMARNAT. México, D.F. 194 pp.

Han F. y A. Singer 2007. Cap. 1 **Arid soil: Natures and properties.** En **Biogeochemistry of trace elements in Arid Environments.** Series Environmental Pollution. Vol. 13. Springer. Mississippi. U.S.A. 355 pp.

Hartley A., N. Barger, J. Belnap y G. Okin. 2007. **Dryland Ecosystems.** En Marschner P. y Rengel Z. 2007. **Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems.** Soil Biology 10. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. 397 pp.

Hu Y. y U. Schmidhalter, 2005. **Drought and salinity: A comparison of their effects on mineral nutrition of plants.** *Journal Nutrition Soil Science.* 168:541-549.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp.98.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2011. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. 98 pp.

Johannesson K., A. Cortés y K. Kilroy. 2004. **Reconnaissance isotopic and hydrochemical study of Cuatro Ciénegas groundwater, Coahuila, México.** *Journal of South American Earth Sciences.* 17:171-180.

Lal R., 2006. **Encyclopedia of Soil Science.** Second edition. Ed Taylor & Francis. 1941 pp.

Liu E., Y. Changrong, M. Xurong, H. Wenqing, S. Bing., L. Ding, Q. Liu, S. Liu y T. Fan. 2010. **Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China.** *Geoderma.* 158:173-180.

McCallum M., J. Connor y G. O'Leary. 2001. **Water use by lucerne and effect on crops in the Victorian Wimera.** *Australian Journal Agriculture Research.* 52: 193-201.

Mckee J., N. Jones y L. Long. 1990. **Stratigraphy and provenance of strata along the San Marcos fault, central Coahuila, Mexico.** *Geological Society of America Bolletin.* 102: 593-614.

- McLauchlan k. 2006. **Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture.** *Geoderma*. 136:289-299.
- Plaster E. 1999. **La ciencia del suelo y su manejo.** Thomson Ed. Paraninfo. Madrid, España. 419. pp.
- Qualls R. 2000. **Comparison of the behavior of soluble organic and inorganic nutrients on forest soils.** *Forest Ecology and Management*. 138: 29-50.
- Schwinning S. y O. E. Sala. 2004. **Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems.** *Oecologia*. 141: 211-220.
- SEMARNAT. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, IMTA. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, CNA. Comisión Nacional del Agua y INE. Instituto Nacional de Ecología. 2005. **Estudio hidrológico de los acuíferos el Hundido y Cuatrociénegas, Coahuila.** 292 pp.
- Souza V., J. Siefert, A. Escalante, J. Elser y L. Eguiarte 2012. **The Cuatro Ciénegas Basin in Coahuila, Mexico: An Astrobiological Precambrian Park.** *Astrobiology*. 12 (7): 641-647.
- Souza V., L. Espinosa, A. Escalante, L. Eguiarte, J. Farmer, L. Forney, L. Lloret, J. Rodríguez, X. Soberón, R. Dirzo y J. Elser. 2006. **An endangered oasis of aquatic microbial biodiversity in the Chihuahuan desert.** *PNAS*. April 25. Vol. 103. No. 17. 6565-6570.
- Thomas D. y N. J. Middleton. 1993. **Salinization: New perspectives on major desertification issue.** *Journal of Arid Environments*. 24:95-105.
- Trasar-Cepeda C., M. Leirós y F. Gil-Sotres. 2008. **Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soils quality.** *Soil Biology and Biochemistry*. 40:2146-2156.
- Vermue E., K. Metselaar y S. Van der Zee. 2013. Modelling of soil salinity and halophyte crop production. *Environmental and Experimental Botany*. 92: 186-196.
- Villegas Y., A. Hernández, J. Pérez, C. López, J. Herrera, J. Enríquez y A. Gómez. 2004. **Patrones estacionales de crecimiento de dos variedades de alfalfa (*Medicago sativa L.*).** *Técnica Pecuaria en México*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mayo-Agosto. 42. No. 002: 145-158.

VII. CAPÍTULO I

Dinámica de la producción agrícola del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila.

RESUMEN

El estado de Coahuila ocupa el séptimo lugar a nivel nacional en la producción del cultivo de alfalfa y es parte de la cuenca lechera más importante del país: La Comarca Lagunera. La alfalfa ocupa el 57% de la superficie sembrada a nivel estatal y este cultivo es el principal alimento para el ganado estabulado productor de leche de la región. Los cultivos de alfalfa demandan una gran cantidad de recursos hídricos y de uso de fertilizantes químicos para aumentar la productividad. Con la finalidad de comprender la dinámica de la producción de cultivos destinados al consumo del ganado y al consumo humano, este capítulo tiene como objetivo realizar un análisis de la dinámica de la producción agrícola del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila, dada su importancia en la producción de alfalfa y el riesgo que corren los recursos hídricos del Valle de Cuatro Ciénegas. Se consultaron anuarios estadísticos de los años 2000 al 2010 y se recopilaron datos de los ciclos de cultivos correspondientes a dichos años. En el periodo analizado, el ciclo 2007 presentó la mayor superficie sembrada y mientras que los ciclos 2001- 2002 y 2003 fueron en los que se obtuvo una cosecha cercana al 100% de la superficie sembrada. En el ciclo 2003 se observa una tendencia a la diversificación en la superficie de siembra que continua hasta el 2010, cuando junto con la alfalfa y el sorgo, aparece papa, maíz trigo y uva. Lo anterior, afecta la superficie destinada a la alfalfa, sin embargo, este no deja de ser el cultivo con mayor superficie sembrada. En todo el periodo analizado, el cultivo de alfalfa representó el mayor ingreso económico en la actividad agrícola del municipio. Por lo tanto, es claro que el aporte económico del cultivo de alfalfa es el más importante en cuanto a extensión sembrada e ingresos económicos, lo cual puede explicar la competencia entre la superficie destinada a cultivos de consumo humano y para consumo de ganado.

Palabras clave: Agricultura, Ganadería, Comarca Lagunera, Alfalfa, Cuatro Ciénegas.

ABSTRACT

Coahuila state ranks in seventh place of nationally alfalfa production and is part of the nation's largest dairy area: La Laguna region. Alfalfa occupies 57% of the area planted statewide and this crop is the staple food for cattle feedlot dairy farmer in the region. Alfalfa crops require a lot of water resources and use of chemical fertilizers to increase productivity. In order to

understand the dynamics of the production of crops intended for consumption by livestock and human consumption, this chapter aims to make an analysis of the dynamics of agricultural production in the municipality of Cuatro Ciénegas, Coahuila, given its importance in the alfalfa production and the risk to water resources at Cuatro Ciénegas Valley. Statistical yearbooks for the years 2000 to 2010 were consulted and data cycles corresponding crops for those years were collected. In the analyzed period, the cycle 2007 presented the largest acreage, meanwhile the 2001- 2002 and 2003 cycles were in a harvest close to 100% of the area planted was obtained. In the 2003 cycle a trend toward diversification is observed in the sowing area which continues until 2010, when along with alfalfa and sorghum appears potatoes, corn wheat and grape. This affects the area under alfalfa, however this no longer the largest acreage crop. Throughout the period analyzed, the cultivation of alfalfa represented the highest income in the agricultural activity of the municipality. Therefore, it is clear that the economic contribution of the alfalfa crop is the most important in terms of planted and income extension, which may explain the competition between the area planted to crops intended for human consumption and for livestock consumption.

Keywords: Agriculture, dairy cattle, Comarca Lagunera, Alfalfa, Cuatro Ciénegas.

INTRODUCCIÓN

En México, el 16% del territorio nacional está destinado para uso agrícola, desarrollándose el 10% de esta actividad en zonas áridas ubicadas en el Norte del país, considerándose el sector más productivo de la región (FAO, 2012). La práctica de la agricultura y la ganadería en regiones áridas y semiáridas ha ocasionado un incremento en la superficie agrícola y una competencia entre la superficie destinada a cultivos para consumo humano y la destinada para consumo del ganado, favoreciendo a los productos agrícolas orientados a la alimentación animal (Pérez, 1987; Challenger, 1998).

Esta competencia por la superficie de siembra por parte de ambos sectores comienza a partir de 1950, cuando se registró un incremento de las áreas cosechadas con cultivos forrajeros tales como la alfalfa, el sorgo, la avena, el garbanzo, el cártamo y la soya (Pérez, 1987). Dentro de las causas que generaron la expansión de áreas destinadas a cultivos para consumo animal, se encuentra la rápida urbanización que tuvo lugar en los principales estados del país y el crecimiento de la población a nivel nacional, la que modificó sus hábitos alimenticios y demandó mayores cantidades de alimentos, principalmente productos de origen animal, disminuyendo el consumo de vegetales, cereales, leguminosas y otras legumbres (Pérez, 1987). A nivel nacional, el estado de Coahuila ocupa el séptimo lugar en la producción del cultivo de alfalfa (1, 742,149.70 t/año) que tiene como principal destino abastecer al ganado estabulado de la cuenca lechera más importante del país: La Comarca Lagunera. A este estado se le considera como uno de los más importantes en cuanto al desarrollo de la ganadería estabulada para la producción de leche (SDR, 2012).

La Comarca Lagunera es una de las cuencas lecheras más importantes del país, la cual abarca cinco municipios del estado de Coahuila (San Pedro, Francisco I. Madero, Matamoros, Viesca y Torreón) y diez municipios del estado de Durango, incluyendo Gómez Palacio, Lerdo y Mapimí, entre otros; (Fig. 1). En este sitio se encuentran varias empresas importantes en la producción de lácteos del país, que incluyen a Lala, Soriana y Nestlé (Galván, 2007). En la región se pueden distinguir dos tipos de ganadería: la *ganadería intensiva tecnificada* que consiste en la cría de animales en instalaciones de ordeña mecanizadas, nutriéndolos con forraje y complementos alimenticios balanceados; y la *ganadería intensiva no tecnificada* que se desarrolla en establos donde el ganado es alimentado con forraje y oleaginosas (maíz, soya y

ajonjolí), complementado con otros cultivos como nopal o magueyes semiprocesados que se extraen de pastizales y matorrales de la región (Challenger, 1998).

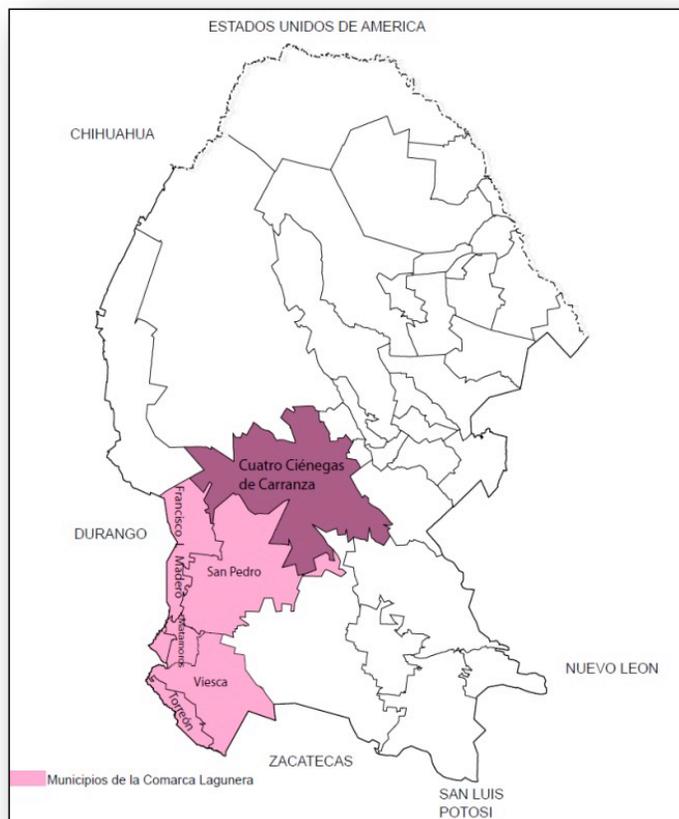


Figura 1. Mapa de los municipios del estado de Coahuila que forman parte de la Comarca Lagunera.

La producción ganadera en su mayoría pertenece al sector privado y se basa en la cría de razas europeas de ganado bovino (Aberdeen, Angus, Charoláis, Herford, etc.). Dicha producción tiene dos objetivos, el primero es la producción de leche y el segundo satisfacer la demanda de becerros de engorda para el mercado de EE.UU. (Challenger, 1998).

Al inicio, los productores de la Comarca Lagunera irrigaban los cultivos con agua de las presas Nazas, Naval y Parras, beneficiando mayormente a tierras ejidales. En la década de los 50's, productores particulares optaron por la producción intensiva de ganado lechero basado en el cultivo de alfalfa. Para ello, se concedieron subsidios estatales para la adquisición de cabezas de ganado aumentando el número de hatos, la adquisición de tecnología para permitir una mayor producción, el otorgamiento de permisos para la perforación de pozos de extracción de agua, para el riego de los cultivos forrajeros y para el mantenimiento del ganado. A los pequeños

ejidatarios se les otorgaron créditos para siembra y mantenimiento de los cultivos de alfalfa. De modo que en la década de los 80's, la población de bovinos de esa región se elevó a 300 mil cabezas de ganado, lo que significó una producción lechera de 1 000 000 L/día (Challenger, 1998).

La alfalfa ocupa el 57% (36,000 ha) de la superficie sembrada en la comarca lagunera y genera 1,700 millones de litros de leche por año, por lo que el ganado demanda para su alimentación alrededor de 3, 000,000 de toneladas anuales de forraje verde, siendo principalmente la alfalfa (Vázquez et al., 2010). A la fecha, los recursos hídricos de la Comarca Lagunera están intensamente explotados. Por ejemplo, el agua de las presas no alcanza para irrigar los cultivos en años de sequía y el agua fósil de los mantos acuíferos se agota rápidamente, por lo que es necesario perforar pozos más profundos. A pesar de que el número de pozos ha aumentado año con año, los pozos funcionales llegaron a un máximo en 1962. A la fecha, las lagunas naturales que dieron su nombre a la Comarca se encuentran completamente secas y debido a la extracción de agua del manto freático de la región ocasiono un descenso de 60 m entre 1963 y 1983 (Challenger, 1998).

Actualmente en la región se están utilizando aproximadamente 1, 900 millones de metros cúbicos de agua, de los cuales más del 90% se destina al riego de cultivos. De este volumen, el 62% corresponde a agua extraída de los acuíferos y el resto de presas cercanas a la zona. Del agua utilizada para riego, aproximadamente 800 millones de metros cúbicos se requieren para satisfacer los requerimientos de agua para los cultivos y el resto se pierde debido a la ineficiencia del riego. Con el agua que se llega a extraer de los acuíferos se riegan 75, 000 hectáreas, de las cuales 85% corresponden a cultivos forrajeros como la alfalfa (Godoy et al., 2007). Sin embargo, a pesar de que el cultivo de alfalfa puede ser viable para su producción en zonas áridas, se considera como el factor que más ha contribuido a la degradación del suelo, el uso de fertilizantes químicos que ha contaminado los mantos freáticos, así como el uso de DDT y otros plaguicidas que han ocasionaron la disminución de las poblaciones de fauna silvestre, en particular de mamíferos y aves de presa (Challenger, 1998).

Para comprender mejor la competencia entre la agricultura y la ganadería con relación al cambio de tipo de cultivos destinado a consumo humano y ganadero en el Norte del país, es necesario llevar a cabo un análisis a nivel municipal de cómo ha sido la dinámica histórica de la superficie agrícola, las modificaciones en los patrones de cultivo y el comportamiento

comercial de la zona o municipio. Este capítulo tiene como objetivo realizar un análisis de la dinámica de la producción agrícola del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila, dada su importancia en la producción de alfalfa.

MATERIALES Y METODOS

Para determinar la dinámica de las actividades agrícolas del municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila se consultaron los Anuarios Estadísticos del INEGI para el Estado de Coahuila de Zaragoza de los años 2000 al 2011, de los cuales se extrajo la información existente sobre la actividad agrícola del municipio de Cuatro Ciénegas, para los ciclos agrícolas en dicho periodo.

La información seleccionada comprendió los siguientes aspectos:

1. Superficie agrícola sembrada y cosechada por tipo de cultivo;
2. Volumen y valor de la producción por tipo de cultivo.

A partir de la información anteriormente mencionada se determinó: I) la dinámica de la superficie sembrada, II) la diversificación de cultivos, III) el porcentaje de la superficie cosechada con relación a la superficie sembrada, y IV) el volumen de producción total de los diferentes cultivos y su valor económico dentro del municipio. Se empleó un índice para cada uno de los ciclos y cada uno de los cultivos para obtener el porcentaje de producción de la superficie cosechada con relación a la superficie sembrada, donde un valor de 1 equivale a la cosecha total de la superficie sembrada dentro del municipio.

Para la información específica del cultivo de alfalfa dentro del municipio, se determinó: a) la dinámica de la superficie sembrada y cosechada del cultivo, b) el volumen total (ton) y valor de la producción del cultivo de alfalfa (miles de pesos constantes), c) el rendimiento (t/ha) y valor de la producción por tonelada (pesos) y d) el rendimiento económico (pesos constantes/ha). Estas variables fueron calculadas de la siguiente manera:

$$\text{Rendimiento por hectárea} = \frac{\text{Volúmen total (t)}}{\text{Área total cosechada (ha)}}$$

$$\text{Valor de la producción por tonelada} = \frac{\text{Valor total de la producción (miles de \$ constantes)}}{\text{Volúmen total (t)}}$$

$$\text{Rendimiento económico} = \text{Rendimiento por hectárea} \times \text{Valor de la producción.}$$

CONVERSIÓN DE PESOS CORRIENTES A PESOS CONSTANTES.

Se realizó la conversión de pesos corrientes a constantes para estandarizar el precio de la producción del producto, ajustándolo por la inflación anual y así poder comparar los datos entre años. Para lo anterior, se utilizó el método de deflación, que consiste en eliminar el efecto de la inflación sobre el valor de un producto, utilizando un deflactor o año base, es decir un indicador de la inflación. Para el presente estudio se utilizó como deflactor el Índice de Precios al Consumidor (IPC) correspondientes al año 2003, tomados del Banco de Información Económica de INEGI (2011). Este cálculo se realizó con la siguiente ecuación:

$$\text{Pesos constantes} = VPpc / \text{IPC del año base}$$

Dónde:

VPpc = Valor de la producción en pesos corrientes.

IPC = Índice de Precios al Consumidor del año base (2003).

RESULTADOS

En la tabla 1 se presentan la superficie sembrada del municipio, siendo el ciclo 2007 el que presentó la mayor superficie sembrada con 6,675 ha. En contraste, el ciclo 2010 presentó la menor superficie sembrada de todos los ciclos analizados, representando el 51% con respecto al ciclo 2007 con mayor superficie de producción. Lo anterior sugiere que el periodo analizado ha existido una gran fluctuación del área cultivada.

Tabla 1. Número de hectáreas **destinada** al uso agrícola en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila para seis ciclos anuales de cultivo (INEGI, 2000-2011).

Año	Superficie sembrada (ha)
2001-2002	3,409
2002-2003	5,776
2003-2004	3,409
2005	4,328
2006	4,843
2007	6,675
2008	6,658
2009	4,772
2010	3,233

La producción de alfalfa ocupó más de 50% de la superficie en los ciclos que comprende del 2001 al 2006 (Fig. 2), y específicamente en los ciclos 2001-2002 y 2003-2004 se destinó el 100% de la superficie sembrada del municipio (Fig. 2).

Posteriormente, la superficie dedicada al cultivo de alfalfa se redujo en un promedio de 44%, siendo el ciclo 2007 el año con menor superficie de producción destinada a este cultivo (Fig. 2). Sin embargo, la alfalfa regresó a ser el cultivo dominante en el 2010, ocupando el 71% de la superficie, seguido por el cultivo de avena con un 17%. Como cultivo alternativo a la alfalfa, se observó en segundo lugar al sorgo ocupando entre el 13% al 40% de la superficie sembrada en diferentes ciclos agrícolas, pero a partir del ciclo 2010 este cultivo ya no es reportado para el municipio (Fig. 2).

En cuanto a la diversificación de cultivos, los ciclos 2007 al 2009 fueron los que registraron la mayor diversidad de cultivos tales, como: pastos forrajeros, maíz forrajero, avena,

trigo, papa, uva y nuez, sin aportar más del 22 % de la superficie sembrada del municipio (Fig. 2).

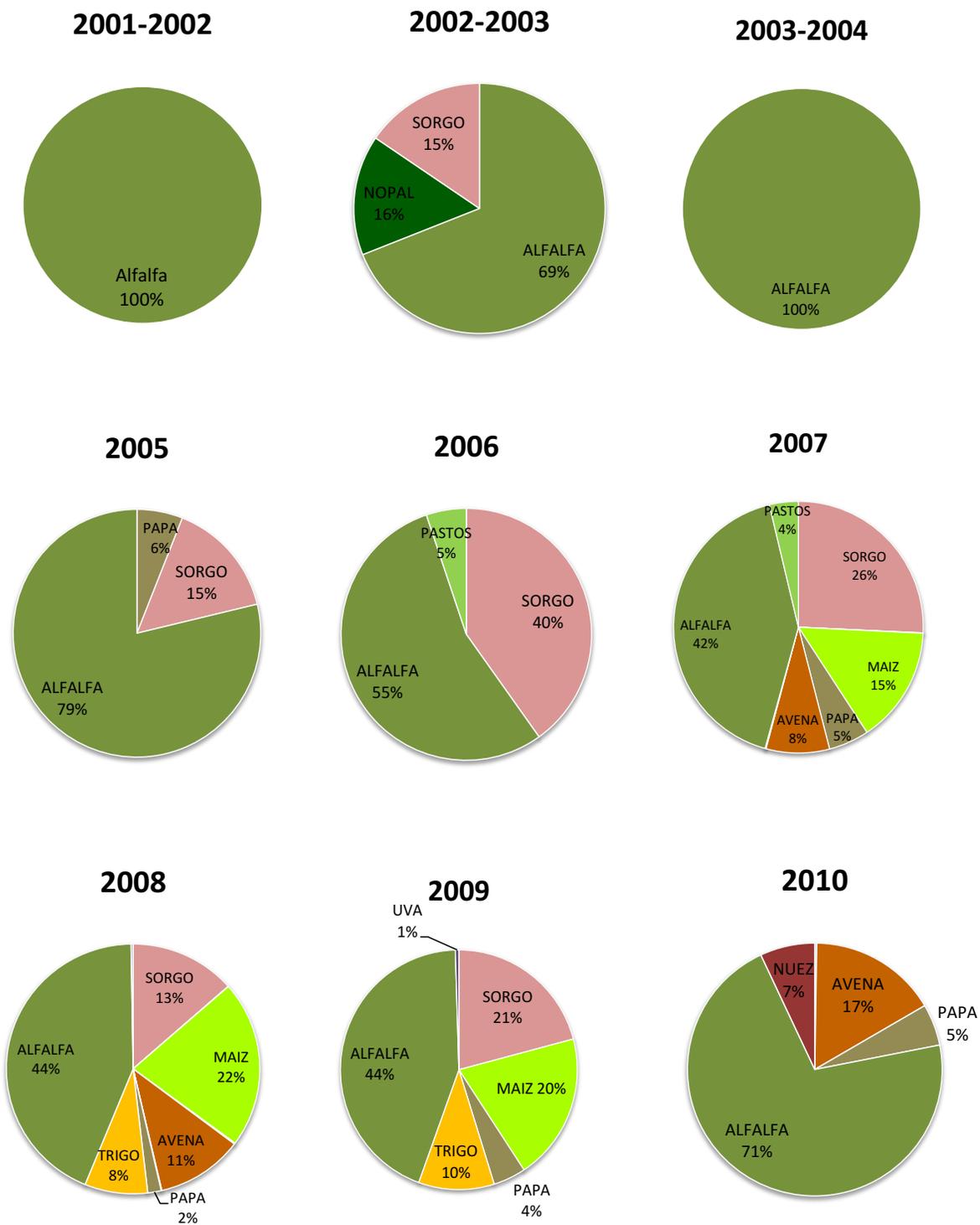


Figura 2. Proporción de la superficie sembrada (%) del total de cultivos para el municipio de Cuatro Ciénegas de Carranza, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

En la tabla 2 se muestra el porcentaje de la superficie cosechada con relación a la superficie sembrada para cada tipo de cultivo en los nueve ciclos analizados. Para el cultivo de alfalfa, se observó que el ciclo 2005 fue el que registró el cociente más bajo con un valor de 0.7 (Tabla 2), y en lo que respecta a los ciclos 2003-2004 y 2006 al 2010 se obtuvo un valor de 1, es decir se cosechó en su totalidad la superficie cultivada (Tabla 2). Con respecto al sorgo, el segundo cultivo de mayor importancia en el municipio, este presentó cociente de 1, cosechándose la misma superficie cultivada, siendo igual para el resto de los cultivos en los diferentes ciclos (Tabla 2).

Tabla 2. Cociente de la superficie sembrada y cosechada para todos los cultivos en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

CULTIVOS	AÑO								
	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Alfalfa	0.9	0.8	1	0.7	1	1	1	1	1
Algodón							1		1
Avena						1	1		1
Maíz						1	1	1	
Melón						1	1		
Nopal	1								
Nuez									1
Papa				1		1	1	1	1
Pastos					1	1			
Sorgo		1		1	1	1	1	1	
Tomate						1	1		
Trigo							1	1	
Uva							1	1	

En relación a la dinámica de la superficie sembrada de alfalfa con relación a la superficie cosechada, se observó que para los ciclos 2002-2003 y 2005 (Fig. 3) fue mayor la superficie sembrada que la superficie cosechada, en cambio para los siguientes ciclos (2007 al 2010) se observó que la cantidad de hectáreas destinada a la siembra de alfalfa fue la misma que se cosechó (Fig. 3).

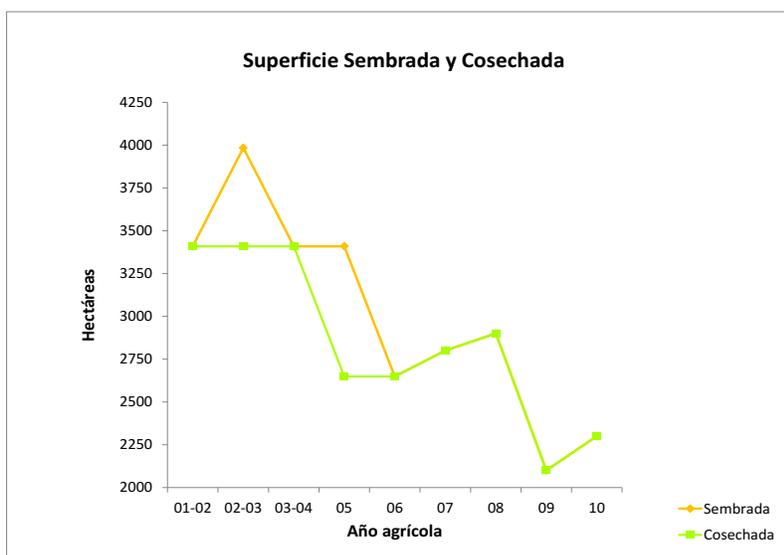


Figura 3. Superficie sembrada y cosechada de alfalfa en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

El mayor volumen de producción se registró en el ciclo 2007 con 290, 406 t, seguido por el ciclo 2008 (275, 791 t), mientras que la producción más baja fue para el ciclo 2010 (137, 437 t; Tabla 3).

Tabla 3. Volumen (t) y Valor de la producción (Miles de pesos corrientes y constantes) de todos los cultivos para el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

Año	Volumen de la producción (t)	Valor de la producción total (miles de pesos corrientes)	Valor de la producción total (miles de pesos constantes)
2001-2002	238,595	167,017	241,654
2002-2003	221,903	84,717	117,244
2003-2004	186,581	74,633	98,663
2005	167,455	113,313	144,052
2006	205,750	105,896	129,908
2007	290,406	173,447	204,658
2008	275,791	184,008	206,534
2009	194,046	143,313	151,699
2010	137,437	123,537	126,429

El ciclo 2001-2001 fue el periodo donde la producción de los cultivos alcanzó el valor más alto (\$ 241, 654, 000), seguido del ciclo 2008 (\$ 206, 534, 000), mientras que el valor más bajo de la producción fue el registrado para el ciclo 2003-2004 (\$98, 663, 000; Tabla 3).

En los ciclos 2001 al 2006 el cultivo de alfalfa representó el mayor aporte de ingresos monetarios al municipio (Fig. 4). En cambio, para el ciclo 2007 sólo representó el 8% del valor de la producción, siendo el cultivo de papa el que aportó el mayor valor de la producción con un 42%, seguido por el cultivo de maíz forrajero con un 24% (Fig. 4). Para los ciclos posteriores al 2008, el cultivo de alfalfa nuevamente llegó a representar el mayor valor relativo de la producción en el municipio, con un porcentaje superior al 50% (Fig. 4).

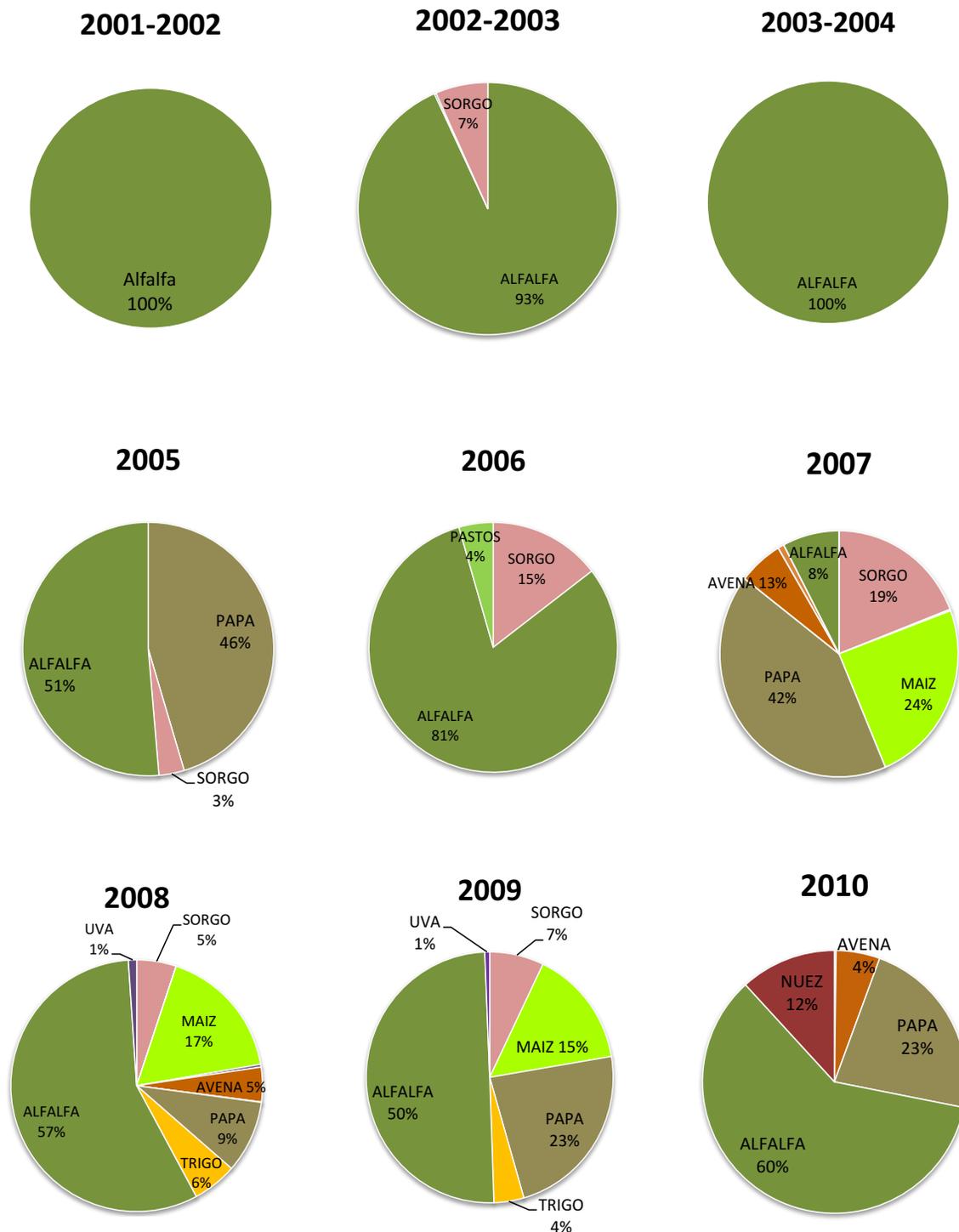


Figura 4. Proporción del valor de la producción (miles de pesos constantes) del total de cultivos para Cuatro Ciénegas de Carranza, Coahuila (INEGI 2000-2011).

VOLUMEN Y VALOR DE LA PRODUCCIÓN DEL CULTIVO DE ALFALFA.

El ciclo agrícola 2001-2002 registró la mayor producción del cultivo de alfalfa (238, 595 t; Fig. 5), disminuyendo un 7% de su producción para el ciclo 2002-2003 y siendo 2009 el ciclo donde se obtuvo la menor producción durante el periodo de estudio, representando el 46% de la producción del primer ciclo (Fig. 5).

RENDIMIENTO (TON/HA) Y VALOR DE LA PRODUCCIÓN POR TONELADA.

El ciclo 2001-2002 fue el más productivo con 70 t/ha, posteriormente tuvo un ligero decremento del 7% en el ciclo 2002-2003 y en los siguientes ciclos (2004 al 2009) osciló entre las 55 y las 60 ton/ha, siendo el ciclo 2010 el que registró el menor rendimiento (52 t/ha; Fig. 6).

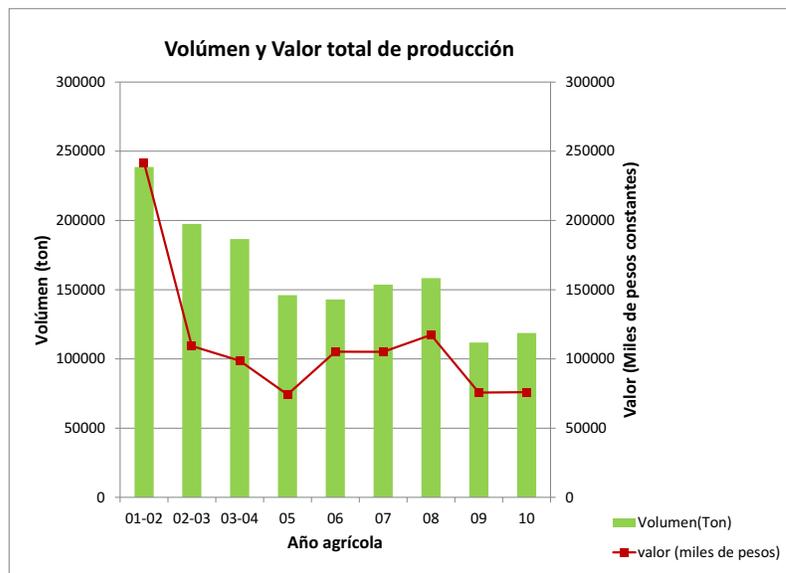


Figura 5. Volumen (t) y Valor de la producción de alfalfa (Miles de pesos constantes) en el municipio de Cuatro Ciénegas, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

El mayor valor de la producción por hectárea en pesos constantes fue el ciclo 2001-2002 (\$ 3, 500), mientras que, para los ciclos posteriores, el valor osciló entre los \$700 y los \$500/t (Fig. 6).

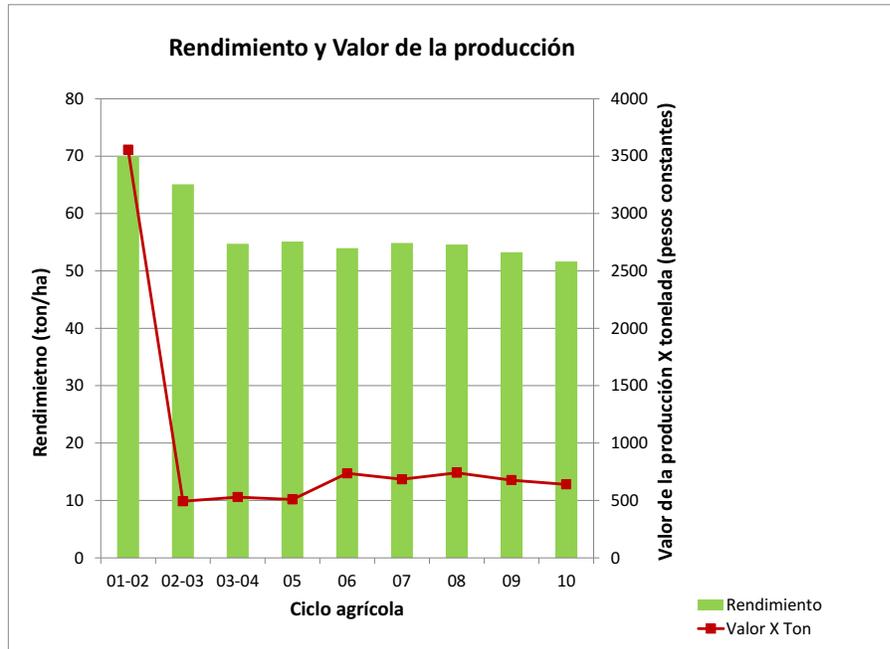


Figura 6. Rendimiento y valor por tonelada de la producción de alfalfa en el ejido de Cuatro Ciénegas, Coahuila (INEGI, 2000-2011).

DISCUSIÓN

La alfalfa es el cultivo de mayor importancia en el municipio de Cuatro Ciénegas, ya que ocupó la mayor superficie sembrada y cosechada en los ciclos analizados (2000-2010). También representó el cultivo que generó mayores ingresos económicos, por lo que hay una clara preferencia por la producción de alfalfa por parte de los agricultores. Esta preferencia se debe a que al ser un cultivo perene y a que su producción se basa en cortes mensuales, es posible que haya cosechas a lo largo del año, lo que asegura la generación de ingresos económicos cada mes para los agricultores.

Aunado a lo anterior, el municipio de Cuatro Ciénegas es un importante centro de abastecimiento de alfalfa para la región. Esta alfalfa es llevada a los municipios colindantes de San Pedro y Francisco I. Madero, donde es utilizada para alimentar al ganado estabulado lechero de la Comarca Lagunera.

A partir del ciclo 2006-2008, se observó una tendencia a la diversificación de cultivos dentro del municipio. Se inicia con la producción de sorgo, trigo y maíz forrajero, los cuales después de la alfalfa, ocupan la mayor superficie sembrada y cosechada. La introducción de dichos cultivos ocasionó una disminución en la superficie destinada a la alfalfa, pero sin dejar de ser este el cultivo con la mayor superficie destinada a producción.

En cuanto a los cultivos de consumo humano (papa, avena, uva y nuez), estos ocuparon la menor superficie agrícola en el municipio la cual disminuyó de un ciclo a otro, ya que nuevamente fue destinada al cultivo de alfalfa o a cultivos como el maíz y el sorgo forrajero. El aporte económico al municipio de otros cultivos forrajeros y de consumo humano fue mínimo, comparado con los ingresos generados por el cultivo de alfalfa. Esto es atribuido a que con dichos cultivos sólo pueden cosechar una vez al año, y por lo tanto sus ingresos monetarios son también anuales, lo que representa una desventaja en términos económicos para los agricultores, ya que tienen que esperar el siguiente ciclo de cultivo para recibir apoyos estatales o municipales para producir nuevamente. La introducción de nuevos cultivos al municipio es el resultado de los esfuerzos de instituciones gubernamentales y del otorgamiento de apoyos o financiamientos estatales para la adquisición de semillas de cultivos alternativos, de producción estacional, resistentes a sequías y poco demandantes de agua.

La dinámica observada con relación en las proporciones entre la superficie sembrada, cosechada y el valor de la producción para el municipio de Cuatro Ciénegas, muestra una

situación de competencia entre la superficie para cultivos de consumo humano y para consumo del ganado, en donde claramente se observa una preferencia por seguir destinando la superficie a los cultivos forrajeros, ya que estos generan mayores ingresos al municipio de Cuatro Ciénegas.

Se observaron fluctuaciones en la dinámica del volumen y valor de la producción de alfalfa a lo largo de los ciclos analizados. Para el ciclo 2001-2002 se observó que las toneladas de alfalfa que se cosecharon y se ofertaron, se vendieron al precio más alto (\$3, 500 /t) con relación a lo registrado en los ciclos posteriores (Fig.5). Existe una disminución significativa del precio de la alfalfa, lo cual puede ser atribuida a la caída en los precios del mercado nacional. Por lo tanto, los agricultores tienen que tener la misma cantidad de superficie sembrada y cosechada para asegurar por lo menos la misma entrada de ingresos económicos para seguir produciendo en el municipio.

En cuanto a la tendencia de disminución del valor de la alfalfa en los años analizados, puede tener implicaciones importantes ya que de seguir a la baja los precios en la producción, puede tender a desaparecer el cultivo, o dejar de ser un cultivo que mayor aporte económico tiene al municipio. Por lo tanto, los ingresos económicos no serán los suficientes para sustentar la producción de este forraje (siembra, mantenimiento, cosecha, etc.), lo cual tendría como consecuencia solo una baja producción para el municipio.

CONCLUSIONES

- La mayor superficie agrícola del Valle de Cuatro Ciénegas es para el cultivo de alfalfa.
- La alfalfa es el cultivo que más ingresos económicos genera en el municipio del Valle de Cuatro Ciénegas, ya que es un cultivo perene que se cosecha cada mes.
- Gran parte del agua destinada a la agricultura en el Valle de Cuatro Ciénegas es empleada para el riego de los cultivos de alfalfa.
- El ciclo 2001-2002 fue el más productivo para el cultivo de alfalfa, y también donde se registró el valor de venta más alto de los ciclos analizados.
- Solo los ciclos 2003-2004 y 2006 al 2010 se cosechó la totalidad de la superficie cosechada de alfalfa.
- En el año 2007 la alfalfa solo represento el 8% de la superficie destinada a otros cultivos.
- Se realizo un intento de diversificar cultivos para los años 2007 al 2009, pero psteriormente el cultivo de alfalfa regreso a ser el cultivo de mayor proporción en la superficie del municipio.
- Se observa una preferencia por seguir destinando la superficie agrícola al cultivo de alfalfa, ya que es el generan mayores ingresos económicos al Valle de Cuatro Ciénegas.
- El cultivo de alfalfa se considera como el factor que más ha contribuido a la degradación del suelo debido a la superficie que ocupa y principalmente a la cantidad de agua que es necesaria para su producción.

BIBLIGRAFIA

- Challenger A. 1998. **Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro.** Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 847 pp.
- Godoy C., A. Gutiérrez, C. Torres, L. Hermsillos, y I. Reyes. 2003. **Uso de agua, producción de forraje y relaciones hídricas en alfalfa con riego por goteo subsuperficial.** *Agrociencia*. Colegio de Posgraduados. Texcoco, México. Marzo-Abril. 37 (002):107-115.
- Galván D. 2007. **Y nosotros ¿qué? Incorporación del ejido La Vega al área de Protección de Flora y Fauna de Cuatrociénegas.** Tesis Profesional. Universidad de las Américas. Cholula, Puebla, México. 140 pp.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2000. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp. 98
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2001. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. 98 pp.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2002. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp 98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2003. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp. 98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2004. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp.98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2005. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México.pp.98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2006. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp 98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2007. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp. 98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2008. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp.98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2009. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp 98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp.98.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2011. **Anuario Estadístico de Coahuila de Zaragoza.** Ed. INEGI. México. pp 98.

SDR. Secretaria de Desarrollo Rural. 2012. **Programa Estatal de Desarrollo Rural 2011-2017. Coahuila de Zaragoza.** Gobierno del Coahuila. Secretaria de Desarrollo Rural Saltillo, Coahuila, México. 55 pp.

Pérez R. 1987. **Agricultura y Ganadería. Competencia por el uso de la tierra.** Instituto de investigaciones económicas, Ed. Ediciones de Cultura Popular. UNAM. México. 62 pp.

Vázquez-Vázquez C., J. García- Hernández, E. Salazar-Sosa, B. Murillo-Amador, I. Orona-Castillo, R. Zúñiga-Tarango, E. Rueda-Puente y P. Preciado-Ranged. 2010. **Rendimiento y valor nutritivo de forraje de alfalfa (*Medicago sativa* L.) con diferentes dosis de estiércol bovino.** *Revista Mexicana de Ciencia Pecuaria.* 1 (4): 363-272.

VIII. CAPITULO II.

Caracterización de la dinámica estacional de C, N y P en parcelas con cultivo de alfalfa en el ejido del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.**RESUMEN**

El Valle de Cuatro Ciénegas está sometida a prácticas de manejo agrícola, en las que se incluyen: el cambio de cobertura vegetal natural, la irrigación y la aplicación de fertilizantes. Estas prácticas pueden afectar las propiedades químicas, físicas y biológicas de los suelos. El objetivo del presente capítulo fue caracterizar la dinámica estacional de C, N y P en parcelas con cultivo de alfalfa en el ejido del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Se seleccionaron dos parcelas con cultivo con la misma variedad de alfalfa, pero diferente manejo: a) sin aplicación de enmienda química (*PA1*) y b) con aplicación de yeso hace 10 años (*PA2*). Se cuantificó la concentración de C, N y P totales en suelo y biomasa aérea y la concentración de las formas disponibles, solubles y en biomasa microbiana en el suelo. Ambas parcelas presentan una mayor concentración de COT, NT y PT que lo reportado en pastizales halófilos de la misma región; sin embargo, entre parcelas no se presentaron diferencias. Se presentaron diferencias estacionales, las muestras de invierno tuvieron mayores concentraciones de COD, POD, PID y NH_4^+ ; mientras que en verano la concentración de NO_3^- fue tres veces mayor que en invierno. De manera general, podemos observar que la estacionalidad influye sobre la dinámica de nutrientes en los suelos agrícolas, ya que en verano existe la mayor actividad microbiana, la cual redujo las formas orgánicas disueltas, mientras en invierno se acumulan.

Palabras clave: Zonas áridas, *Medicago sativa*, Biogeoquímica, Mineralización, Inmovilización.

ABSTRACT

The agricultural management practices on Cuatro Cienegas Valley, include: changes of natural vegetation cover, flood irrigation and fertilizer application. These practices can affect the chemical, physical and biological properties of soils. The aim of this chapter was to characterize the seasonal dynamics of C, N and P in plots with alfalfa in the Ejido de Cuatro Cienegas, Coahuila. The plos selected were: a) a plot without application of chemical amendment (*PA2*)

and b) a plot with 10 years-ago after gypsum application (PA2), two plots are planted with the same variety of alfalfa. The concentration of C, N and total P in soil and biomass and concentration of the available forms, soluble and microbial biomass in the soil was measured. The results showed that in the both plots have a higher concentration of COT, NT and PT than reported in halophilic grasslands in the same region; however, no differences between plots were presented. Seasonal differences were presented, winter samples had higher concentrations of COD, POD, PID and NH_4^+ ; while in summer NO_3^- concentration it was three times higher than in winter. Generally, we can see that the seasonal influences nutrient dynamics in agricultural soils, because in summer there is greater microbial activity, which reduced the dissolved organic forms, while in winter accumulate.

Keywords: Arid lands, *Medicago sativa*, Biogeochemistry, Mineralization, immobilization.

INTRODUCCIÓN

En México, el 41% de su superficie es ocupada por ecosistemas áridos, de la cual, el 10% está destinado al uso agrícola. Esta última superficie se encuentra sometida a prácticas de manejo agrícola afectando las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Diferentes estudios han documentado los efectos asociados con las diversas prácticas de manejo de los sistemas de cultivo. Dentro de los sistemas agrícolas se ha identificado tres aspectos importantes que ocasiona cambios en las propiedades de los suelos: 1) cambio en la cobertura vegetal; 2) la aplicación de fertilizantes que incrementa la concentración de los nutrientes y 3) la aplicación del riego, la cual altera la hidrología particular del suelo y es considerada como la causa principal del proceso de salinización en suelos agrícolas, principalmente en zonas áridas y semiáridas (McLauchlan, 2006). A continuación, se da una descripción de cada uno de dichos factores en relación a las modificaciones del suelo.

1. Cobertura vegetal.

El cambio de cobertura vegetal por la práctica de la agricultura ocasiona reducción en la incorporación de la materia orgánica (MO) al suelo. Esta disminución puede ser entre el 11% y hasta un 70% del contenido original (Knops y Tilam, 2000; Chantigny et al., 2003; McLauchlan, 2006; Luo et al., 2010). Esta disminución de la MO que ingresa al suelo puede ser por la sustitución de la cobertura vegetal natural por cultivos, el retiro de la biomasa aérea como cosecha y a un aumento en la descomposición de la MO por efecto de la labranza (McLauchlan, 2006; Luo et al., 2010). Esta disminución en el ingreso de la MO al suelo puede afectar significativamente la disponibilidad de nutrientes, ya que causa un empobrecimiento o pérdida de la fertilidad del suelo. Específicamente, se ha reportado que en ecosistemas áridos con suelos calcáreos, la concentración de carbono orgánico total (COT) puede disminuir entre un 11% hasta un 77% debido al remplazo de pastizales naturales para el establecimiento de cultivos forrajeros (Zhao et al., 2005; Wu et al., 2004). Por ejemplo, Zhao et al. (2005) reporta que en sistemas áridos con cultivos de una antigüedad de 50 años, la concentración de COT, NT y PT disminuyeron en un 73-79%, 60-70% y 67-68%, respectivamente, en los primeros 20 cm del suelo.

El cambio de uso de suelo debido a la práctica de la agricultura también ocasiona efectos

sobre la comunidad microbiana del suelo. Por ejemplo, se ha reportado que la conversión de ecosistemas naturales como bosques templados y tropicales a cultivos agrícolas, altera la actividad y composición de la comunidad microbiana (Calderón et al., 2001; Zack et al., 2003; Buckley y Schmit; 2001; Lienhard et al., 2013; Hernández-Becerra, 2014). La respuesta de la actividad y composición de la comunidad microbiana del suelo por efecto de las modificaciones causadas por la eliminación de la cobertura vegetal natural y la implementación del manejo agrícola, no es clara. Esto debido a que su respuesta dependerá de las condiciones del sitio como son: la vegetación natural previa, el cultivo vegetal sembrado y la aplicación de fertilizante y riego, lo cual determina un ambiente rizosférico diferente donde se desarrollarán los microorganismos (Upchurch et al., 2008; Bowles et al., 2013; Jangid et al., 2008; Buckley y Schmit; 2001).

2. Fertilización.

La aplicación de fertilizantes en sistemas agrícolas, se realiza con el objetivo de proporcionar nutrientes esenciales para el crecimiento óptimo de los cultivos (Gliessman, 2002; Mc Lauchlan, 2006; Trasar et al., 2008). De manera general, existen dos clases de fertilizantes: 1) los fertilizantes orgánicos y 2) los fertilizantes químicos. Diversos estudios han demostrado que esta práctica agrícola al incrementar las concentraciones de nutrientes modificando con ello, la dinámica del C, N y P.

2.1.Fertilización orgánica

Los fertilizantes orgánicos están constituidos por diferentes tipos de residuos vegetales, compostas y abonos de origen animal. Su aplicación en sistemas agrícolas tiene como objetivo mantener la incorporación de MO que ingresa al suelo y con ello suministrar los nutrientes necesarios para el adecuado desarrollo y crecimiento del cultivo. Dentro de los efectos que proporciona la incorporación de residuos orgánicos, como producto de su descomposición mediada por los microorganismos, se liberan ácidos orgánicos que ocasionan la disminución gradual del pH (Egnhball et al., 2004; Martínez et al., 2008; Kaur et al., 2008).

Se ha observado, que de manera general en varios ecosistemas la aplicación de fertilizantes orgánicos ocasiona cambios en el pH de suelo (Kemmitt et al., 2006). Por ejemplo,

en suelos calcáreos de ecosistemas áridos, con cultivos forrajeros y con un pH alcalino de 8.3, al aplicar abonos de origen animal y residuos de cultivos como sorgo y trigo hasta por un periodo de 5 a 20 años, ocasionan una disminución gradual llegando a un pH neutro de aproximadamente 7.4 (Diacono y Montemurro, 2010; Ge et al., 2010). Lo cual, en suelos alcalinos representa un beneficio, ya que derivan a condiciones cercanas a la neutralidad, con lo cual se promueve la disponibilidad de nutrientes (Plaster, 2005).

Entre los efectos que puede causar al ciclo de nutrientes la incorporación de fertilizantes orgánicos al suelo, está el aumento en las concentraciones de nutrientes en comparación a cuando éstos no son adicionados (Chantigny et al., 2002; Haite et al., 2007; Mandal et al., 2007; Kaur, 2008; Zhengchoa et al., 2013). Se ha reportado que dicho aumento puede ser en las formas potencialmente solubles de C y N, denominados con las acronímicas COD y NOD, respectivamente, (Olmedo y Rees, 1998; Chantigny et al., 2002; 2003; Wang et al, 2009; Tian et al., 2012). Una mayor disponibilidad de formas orgánicas solubles favorece la actividad de las poblaciones microbianas principalmente heterótrofas, por lo que se incrementa la mineralización de NOD, incrementando así la presencia de NH_4^+ en el suelo.

Los residuos orgánicos también presentan un efecto sobre las propiedades biológicas del suelo, como es la biomasa microbiana, la cual representa del 2% al 3% de la MO en suelos agrícolas (Kaur et al., 2008; Acosta-Martínez., 2011; Heitkamo et al., 2013). A pesar de que representan una pequeña proporción de la MO del suelo, son considerados almacenes, debido a que una proporción importante de nutrientes, principalmente N y P, pueden ser inmovilizados en su biomasa (Kennedy et al., 2004; Martínez et al., 2008; Martínez et al., 2010; Bakshi y Varma. 2011). Diversos estudios muestran que la adición de fertilizantes orgánicos ocasiona un incremento en las concentraciones de C y N microbiano, de entre el 45% y 64%, en comparación a cuando no se adicionan fertilizantes orgánicos (Salinas-García et al., 1996; Diacono y Montemurro, 2009; Ge et al., 2011; Dinesh et al., 2012; Bowles et al., 2013).

Adicionalmente, los residuos orgánicos que se aplican como fertilizantes también presentan un efecto en la composición de la comunidad microbiana modificando se estructura (Peacock et al. 2001; Marschener et al., 2003; Enwall et al., 2005; Cookson et al., 2007; Yu et al., 2013). De manera general, se ha observado que la adición de residuos de cultivo, estiércol,

y compostas, favorece la presencia de microorganismos como hongos (Bastida et al., 2007; Elfstrand et al., 2007; Ai et al., 2012) y bacterias Gram negativas y Gram positivas (Peacock et al., 2001; Zhou et al., 2008; 2011; Ai et al., 2012; Lazcano et al., 2013). Por ejemplo, cuando los residuos contienen principalmente compuestos lábiles o fácilmente degradables, como paja de caña de azúcar, avena, trigo o alfalfa, se favorece la presencia de hongos y bacterias celulolíticas, debido a la capacidad de ambos para mineralizar compuestos con una baja relación C:N (Jensen y Nybroe, 1999; Marschner et al., 2003). Por otro lado, compuestos aplicados al suelo con una relación alta de C:N, que se encuentran en un estado de descomposición avanzado y son mayormente constituidos de moléculas recalcitrantes, se promueve el crecimiento principalmente de bacterias Gram positivas y hongos con la capacidad de degradar compuestos como la lignina (Esperschütz et al., 2007; Feng y Simpson 2009; Zhong et al., 2010; Lazcano 2013).

2.1. Fertilizantes químicos.

El uso de fertilizantes químicos en sistemas agrícolas se realiza con la finalidad de proporcionar nutrientes esenciales en forma inorgánica para aumentar el desarrollo, crecimiento y rendimiento del cultivo (FAO, 2002). Los principales nutrientes que aporta este tipo de fertilización son N, P y K, entre otros micronutrientes. Las aplicaciones de fertilizantes químicos tienen efectos sobre los cultivos de acuerdo a su forma de uso en cuanto a la cantidad y frecuencia de aplicación, lo que ha ocasionado efectos sobre las características químicas, físicas y biológicas del suelo, lo que afecta la disponibilidad de nutrientes (Barget, 2005; Mandal, et al., 2007; Pardo et al., 2009; Dungaint et al., 2012; Zhao et al., 2012).

De manera general los fertilizantes inorgánicos influyen sobre el contenido de nutrientes. La aplicación de fertilizantes químicos, ocasionan un aumento en el carbono orgánico soluble (COS) en comparación a cuando no son aplicados, debido a un aumento en la producción del cultivo, (Guo et al., 2012; Haite et al., 2007; Heitkamp et al., 2013; Raise, 2004) lo cual está asociado al incremento de la biomasa radical. Al respecto, Luo et al., (2010) y Kätterer et al., (2011) reportan que cuando se adicionan fertilizantes inorgánicos se aumenta la producción de biomasa radical, la cual en sistemas de cultivos es una de las principales fuentes de COT y NT en el suelo. Ladhja et al. (2011) menciona que después de la aplicación de fertilizantes

nitrogenados en promedio se incrementa un 8% las concentraciones de COT y un 12% el NT del suelo.

Sin embargo, el uso excesivo de los fertilizantes químicos puede ocasionar la pérdida de la capacidad de los suelos para mantener y/o transformar los nutrientes. Cuando la aplicación de fertilizantes inorgánicos es constante y por largo tiempo (> 4 años), se ha observado una disminución en las formas orgánicas de C y del N total del suelo (COS y NT) (Davito et al., 2011; Sainju et al., 2008; Kaur et al., 2008; Williams et al., 2013). La disminución de COS en el suelo, tiene un efecto directo sobre los microorganismos del suelo, ya que, ocasiona que éstos se encuentren limitados de C, el cual es la principal fuente de energía para llevar a cabo su metabolismo. Por ejemplo, Treseder (2008) y Dinesh et al., (2012) reportan que en sistemas agrícolas el Carbono microbiano (Cmic) y el Fosforo microbiano (Pmic) pueden disminuir entre un 15% a 50% en suelos donde son adicionados fertilizantes nitrogenados con relación a suelos en los que se adicionó la combinación de fertilizantes químicos (NPK) y fertilizantes orgánicos (restos de cultivos y estiércol de animales).

Así también, la disminución de la biomasa microbiana puede ser atribuida a un intenso decremento en el pH a consecuencia de las aplicaciones repetidas de fertilizantes (Williams et al., 2013; Liu et al., 2012). Cuando se emplean fertilizantes nitrogenados, tales como sulfato de amonio, urea y nitrato de amonio, el NH_4^+ contenido en su fórmula, libera iones H^+ , cada mol de N proveniente del sulfato de amonio produce 4 moles de H^+ , mientras que cada mol de N proveniente de la urea o del nitrato de amonio producen solamente 2 moles de H^+ . Esta liberación de iones ocasiona la acidificación del suelo, generando condiciones desfavorables para el crecimiento de los microorganismos (Kaur et al., 2008; Hopkins y Shiel, 2007; Chu et al., 2007).

Así también, la aplicación de fertilizantes inorgánicos por periodos prolongados y de manera excesiva no garantiza que éstos puedan ser utilizados por las plantas, ya que cerca del 50% del N aplicado en los sistemas de cultivo se puede perder por desnitrificación o puede ser lixiviado (Adesemoye et al., 2009; Pardo et al., 2009), mientras que en el caso del P, el 90% es ocluido con minerales inorgánicos, lo cual ocasiona que no se encuentre disponible para ser utilizado por las plantas y los microorganismos. Por ejemplo, en suelos calcáreos la baja

disponibilidad de P se debe a la reacción y formación de minerales con el Ca^{2+} , tales como el fosfato dicalcicodihidratado, fosfato octacalcico e hidroxiapatita (Linsay, et al 1979; Rowell, 1981), lo cual es un mecanismo importante en la reducción de la disponibilidad de este elemento (Tunesi et al., 1999; Lombi et al., 2006).

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRÍCOLAS.

En la figura 1 se muestra el modelo conceptual de la dinámica de nutrientes C, N y P en zonas agrícolas, ejemplificando, las diferentes vías de utilización de los nutrientes por parte del cultivo y los microorganismos del suelo, así como los procesos asociados a cada uno de los nutrientes C, N y P. Dentro del modelo se destaca, que la mayor parte de la biomasa en pie es retirada como cosecha, por lo que el aporte de la MO al suelo por parte del cultivo es mínimo, así mismo, se destacan las prácticas agrícolas como la adición de fertilizantes (inorgánicos y orgánicos) y la práctica del riego.

A. Fertilización química.

En cuanto a la vía de incorporación de formas inorgánicas por la adición de fertilizantes químicos. Estas son formas disponibles para ser directamente absorbidos por los cultivos con la finalidad de aumentar su productividad. Estas formas inorgánicas también pueden ser empleadas por los microorganismos, como fuente de energía o para la construcción de su biomasa.

B. Fertilización orgánica.

Incorporación de residuos orgánicos, los cuales, junto con la materia orgánica aportada por el cultivo, serán despolimerizados por la acción de exoenzimas secretadas por los microorganismos, disminuyendo la complejidad estructural de las moléculas, lo que dará origen a formas orgánicas disponibles formando COD; NOD y POD.

C. Dinámica de nutrientes

El COD inicialmente es inmovilizado por los microorganismos del suelo, los cuales lo pueden utilizar de dos maneras: 1) puede ser utilizado como fuente de energía y como consecuencia ser mineralizado en forma de CO_2 y 2) puede ser utilizado como sustrato para la síntesis de nuevas moléculas y como consecuencia generar el incremento de la biomasa microbiana (Diacono y Montemurro, 2010). Al igual que el COD, el NOD es inmovilizado por

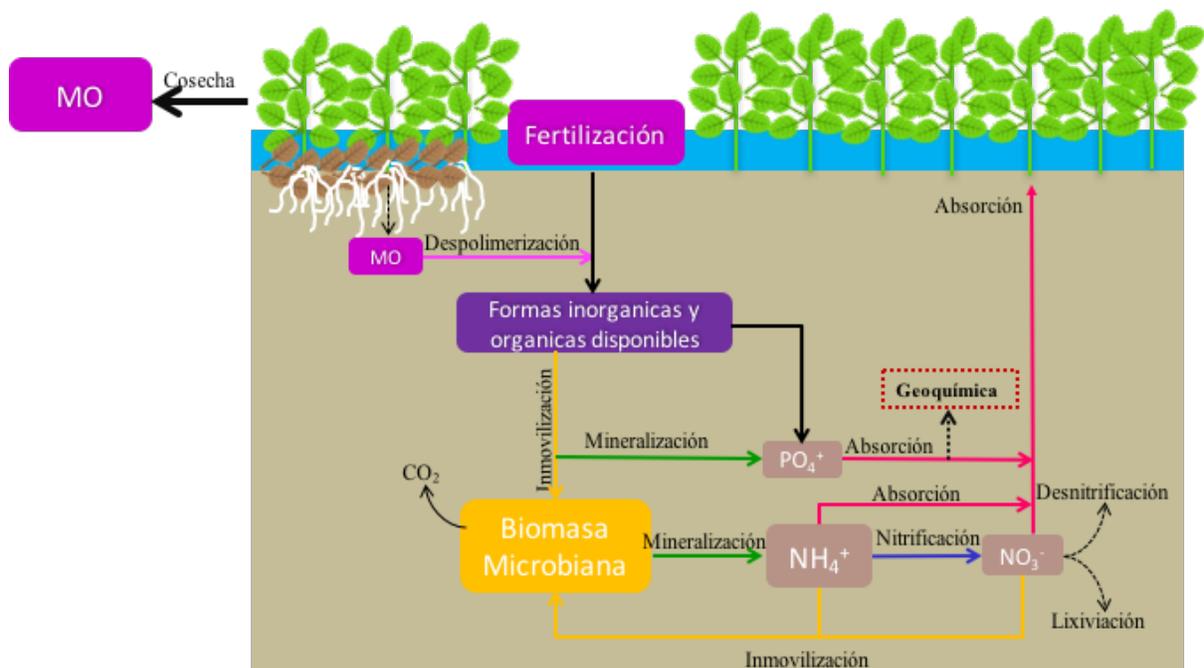
los microorganismos con la finalidad de ser utilizado en procesos anabólicos, como lo es en la síntesis de nuevas moléculas como aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos, metabolitos secundarios, entre otros. Como producto de la síntesis de estas moléculas se generan iones inorgánicos (mineralización) como el NH_4^+ (amonificación), el cual es excretado a la solución del suelo. Bajo condiciones donde el crecimiento microbiano está limitado por C, los microorganismos usan el C unido al NOD para suplir su demanda de energía teniendo como consecuencia la inmediata mineralización del N (Bardget, 2005).

Posteriormente, el NH_4^+ secretado queda disponible principalmente para los cultivos, que lo requieren en grandes cantidades, para ser empleado en la síntesis de proteínas, enzimas y ser utilizado para la síntesis de clorofila (Gliessman, 2002). Cuando el NOD no es suficiente para satisfacer la demanda por parte de los microorganismos, adicionalmente pueden inmovilizar el NH_4^+ y NO_3^- de la solución del suelo, reduciendo la disponibilidad del N inorgánico para ser absorbido por las raíces del cultivo.

El NH_4^+ , puede ser utilizado por autótrofos nitrificantes como sustrato energético, los cuales dominan cuando la energía disponible en forma de C lábil se agota, oxidando el NH_4^+ a NO_3^- , es decir, la nitrificación (Jan, et al., 2009; Scheer, et al, 2009; Huang et al., 2011). Esto tiene como resultado un incremento en la concentración de NO_3^- y una reducción en la disponibilidad de NH_4^+ en el suelo (Jones et al., 2004). La inmovilización y la mineralización de N ocurren de manera simultánea en el suelo, pero la mineralización domina cuando los microorganismos se encuentran limitados por C, mientras que la inmovilización tiene mayor importancia cuando su crecimiento está limitado por N. El NO_3^- producido por nitrificación, puede perderse del sistema por dos vías: 1) lixiviándose por efecto del riego y 2) desnitrificándose en forma de N_2 (Jan, et al., 2009; Scheer, et al, 2009; Huang et al., 2011).

Del P presente en el suelo sólo una pequeña fracción es disponible, de esta una parte se encuentra en forma inorgánica (PI) y otra parte está asociada a formas orgánicas de P como el POD, el cual tiene que ser inicialmente mineralizado de manera extracelular para poder ser utilizado por las plantas y los microorganismos. La mineralización se lleva a cabo con ayuda de exoenzimas, tales como las fosfatasa que son secretadas al medio por microorganismos, hongos, micorrizas y raíces (McGill y Cole, 1981). Estas enzimas actúan sobre los enlaces fosfodiéster, para liberar Fosforo inorgánico (Pi) como HPO_4^- . El Pi puede ser atrapado rápidamente por diferentes constituyentes del suelo como la materia orgánica, arcillas o cationes

como Ca y Mg. Lo cual ocasiona que existan diferentes formas de P en el suelo: (1) *lábil*, cuando el P está libre en suelo, en formas inmediatamente disponibles para las plantas y microorganismos; (2) *moderadamente lábil*, cuando el P está unido a superficies minerales; (3) *ocluido*, cuando el P está estabilizado en formas que resisten a corto y a mediano plazo cambios químicos y físicos en el suelo (Buckingham et al., 2010).



Despolimerización → Inmovilización → Mineralización → Nitrificación → Absorción →

Figura 1. Dinámica de nutrientes en zonas agrícolas. Modificado de MacLauchlan, 2006.

MATERIALES Y METODOS.

MUESTREO DE SUELO Y VEGETACIÓN

El muestreo se llevó a cabo en febrero de 2010 (invierno-secas) y septiembre de 2010 (verano-lluvias), seleccionándose dos parcelas en uso agrícola con dos tipos de manejo: a) Parcela 1 (PA1) sin aplicación de enmiendas agrícolas y b) Parcela 2 (PA2) con aplicación de enmienda química con yeso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) hace aproximadamente 11 años; para contrarrestar un proceso de salinización (Fig. 2).

Ambas parcelas pertenecen al mismo dueño, tienen un manejo continuo aproximado de 12 años, de los cuales los últimos tres años se han dedicado a la siembra de alfalfa (*Medicago sativa* L.) variedad Cuf-101.

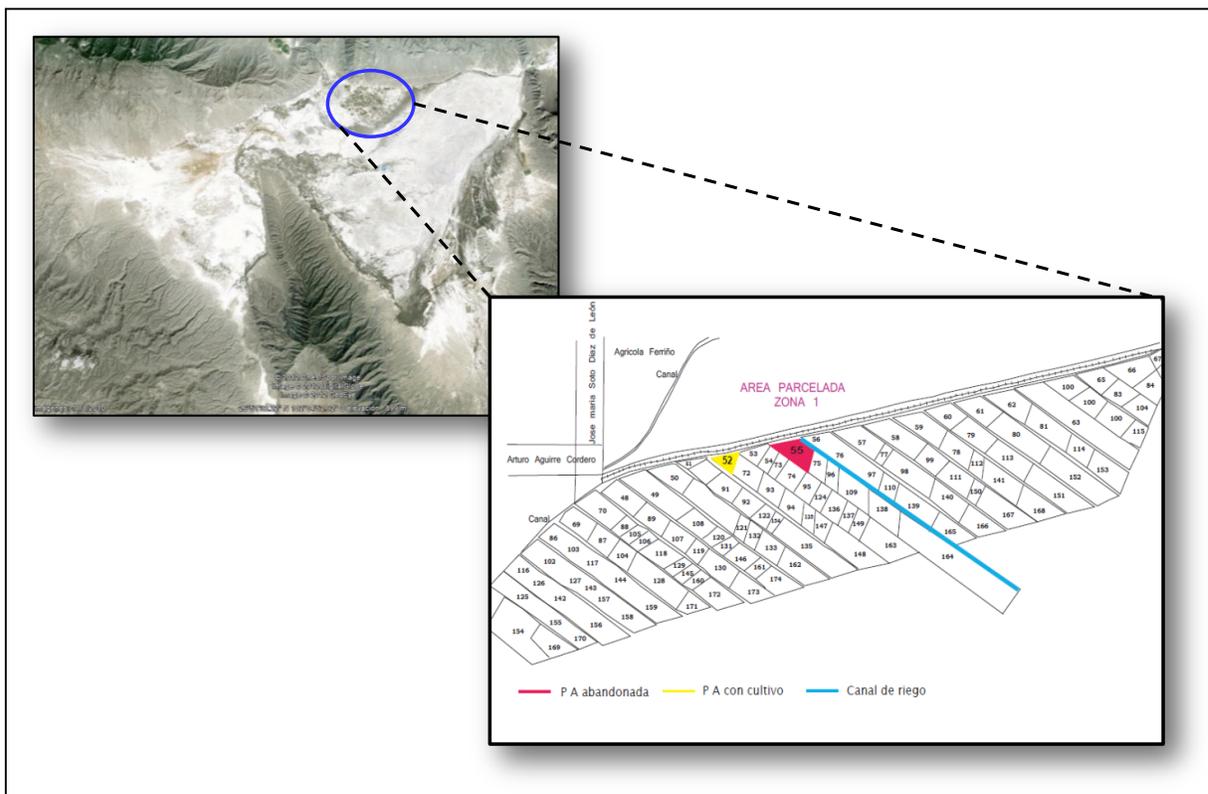


Figura 2. Ubicación de las dos parcelas agrícolas del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas.

El tipo de riego es por inundación con base a la dirección de la pendiente una vez al mes. La aplicación de fertilizantes en ambas parcelas es una vez al mes con el riego de las parcelas, en cuanto al tipo de fertilizante y contenido de este se presenta en la tabla 1. Cabe resaltar que específicamente para la estación de verano la parcela PA1 se dejó de cosechar, ya que al cultivo en el mes de julio se perdió por la presencia de plaga.

Tabla 1. Características de manejo de las parcelas analizadas para el muestreo de invierno y verano 2010.

Características	PA1	PA2
Dueño	Oscar Sánchez	Oscar Sánchez
No. de Parcela	55	76
Extensión	52691.173m ²	84344.963m ²
Cultivo (variedad)	Cuf 101	Cuf 101
Antigüedad del cultivo	3 años	3 años
Frecuencia de riego	Una vez al mes	Una vez al mes
Cantidad de riego	20-25 cm laminares	20-50 cm laminares
m³ (20 laminares)	10538	16868
L/Ha (20 laminares)	10,538,234	16,868,992
Frecuencia de cortes	Una vez al mes	Una vez al mes
No. de pacas	60-70	60-70
Precio por paca	40-50	40-50
Malezas	Cuscuta (<i>Cuscuta sp.</i>)	Cuscuta (<i>Cuscuta sp.</i>)
Enmiendas agrícolas	Ninguna	CaSO4·H2O
Fertilizantes	-Biophos25 P y N, Nitramin 25 N, Agrofulviko 25 y Urefol AAA N. -Aplicación de restos de cultivo y estiércol de vaca	
Periodo y cantidad de aplicación de fertilizantes	Una vez al mes con riego.	Una vez al mes con riego.

En la tabla 2 se presenta las características de los fertilizantes que fueron empleados en las parcelas agrícolas analizadas.

Tabla 2. Composición de los fertilizantes utilizados en las dos parcelas agrícolas analizadas.

Productos	Tipo de fertilizante	Contenido	Aplicación
Urea (inorgánico)	Fertilizante nitrogenado	NH ₃	Agua de riego
Biophos 25 P y N.	Fertilizante rico en Fosforo y compuestos orgánicos. Aplicación Foliar o suelo.	<ul style="list-style-type: none"> - Flora Microbiana pro-liberadora de Fósforo (1 x 10⁵ ufc/ml). - Fósforo (P₂ O₅). -Nitrógeno total. - Aminoácidos totales. - Carbohidratos totales. - Acido fúlvico. - Auxinas. -Materia orgánica. 	Agua de riego
Nitramin 25 N.	Fertilizante nitrogenado enriquecido con aminoácidos. Aplicación Foliar o suelo.	<ul style="list-style-type: none"> -Materia orgánica total. -Nitrógeno total. -Complejo amino-proteico soluble. -Bacterias fijadoras de Nitrógeno 1x150 ufc -Macronutrimientos (P,K, Ca, Mg, S). -Acondicionadores y diluyentes. 	Agua de riego
Agrofulviko 25.	Mejoradores de suelos y potenciadores orgánicos.	<ul style="list-style-type: none"> -Ácido fúlvico. -Auxinas. -Aminoácidos. -Extractos Vegetales. -Materia orgánica y extractos vegetales. 	Agua de riego
Urefol AAA N.	Fertilizante nitrogenado enriquecido con aminoácidos. Aplicación Foliar o suelo.	<ul style="list-style-type: none"> -Urea desbioretizada. -Aminoácidos totales. -Azucares simples y complejos. -Materia orgánica. -Acondicionadores orgánicos y diluyentes. 	Agua de riego
Greenzinc.	Fertilizante foliar rico en B, Mo y Zn, enriquecido con aminoácidos. Aplicación foliar.	<ul style="list-style-type: none"> -Nitrógeno. -Zinc. -Boro. -Molibdeno. -Aminoácido. -Citocinas. -Auxinas. 	Foliar

Tabla 2. Composición de los fertilizantes utilizados en las dos parcelas agrícolas analizadas.

Productos	Tipo de fertilizante	Contenido	Aplicación
		-Ácido Fúlvico. -Agentes quelatantes -Materia orgánica y diluyentes.	
Noxide Up.	Antioxidante y antiscenecente orgánico a base extractos vegetales. Activadores Fisiológicos Orgánicos	-Extractos vegetales, fuentes de complejos antioxidantes. -Extractos vegetales, fuente de saponinas. -Complejo amino-proteico de origen vegetal. -Compensadores fisiológicos. -Inhibidores de proteasas. -Reguladores de crecimiento de origen vegetal. -Vitaminas. -Carbohidratos. -Compuestos relacionados y acondicionadores.	Foliar

Empresa productora y distribuidora: Green Corp Biorganiks de México S.A. de C.V.

Página principal: <http://www.greencorp.com.mx>. **Información sobre fertilizantes:** <http://www.greencorp.com.mx/propuesta.php>.

El muestreo para ambas parcelas y fechas fue con base a un diseño al azar estratificado, con lo cual se buscó caracterizar la heterogeneidad de cada parcela. Para ello, inicialmente se eliminaron los primeros y últimos ocho metros del total del largo de la parcela, esto con el fin de eliminar el efecto de borde por los caminos y los canales de riego. Posteriormente, se marcaron 10 bandas de 16m a lo largo de la parcela y en cada una de ellas se trazó un transecto al azar en dirección Oeste-Este, siendo un total de 10 transectos para cada parcela (Figura 3).

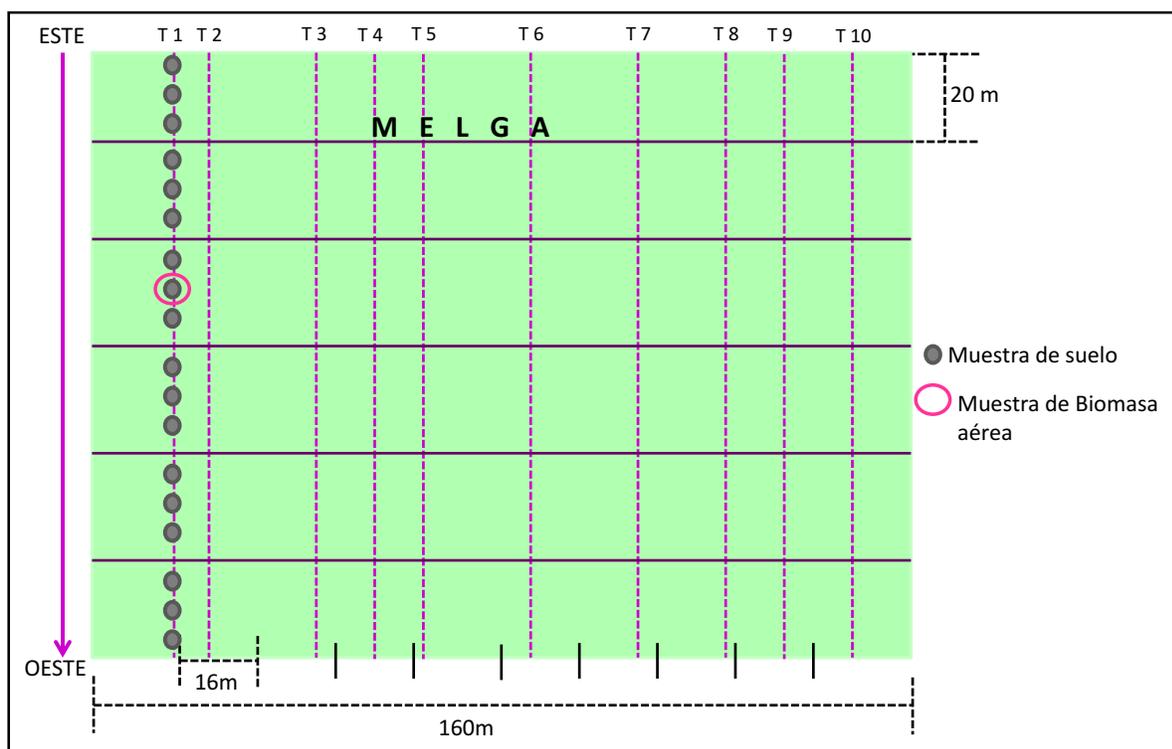


Figura 3. Esquema de muestreo de suelo y biomasa aérea para las parcelas PA1 y PA2.

Las muestras de suelo se tomaron cada 6 m a lo largo de cada transecto y a favor de la pendiente, por lo que se tomaron 3 muestras entre cada melga, tomándose un total de 18 muestras por transecto. Las muestras se obtuvieron con la una barrena tipo holandesa de cinco centímetros de diámetro y de los primeros 10 cm de profundidad. Al finalizar el muestreo de cada transecto, se procedió a homogeneizar todas las muestras, obteniéndose una muestra compuesta por transecto, dando un total de 10 muestras compuestas por parcela.

Con respecto a las muestras de biomasa aérea, se tomaron sobre los transectos elegidos al azar por cada melga, por lo que se obtuvieron un total de seis muestras por cada parcela. Las muestras se tomaron con un aro de pvc de 5.3 cm de diámetro cosechándose completamente la biomasa aérea dentro del aro.

Las muestras de suelo y biomasa aérea fueron almacenadas en bolsas herméticas transparentes y posteriormente en bolsas negras, rotuladas con su respectiva clave de identificación y se mantuvieron en condiciones de refrigeración a 4°C y oscuridad. Esto último es con la finalidad de inhibir la actividad microbiana hasta comenzar con los respectivos análisis biogeoquímicos, los cuales se realizaron en el laboratorio de Biogeoquímica de Suelos en el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM campus Morelia.

MUESTREO DE AGUA

Con relación al muestreo de agua, este se realizó en ambas fechas (invierno-verano) y se tomaron tres muestras de agua por tres días. Las muestras se tomaron de las compuertas adyacentes de los canales de riego que se ubica paralelamente al camino de acceso a las parcelas agrícolas. Las muestras se almacenaron en botes de plástico con capacidad de 250 ml y se mantuvieron en condiciones de refrigeración a 4°C hasta comenzar con los respectivos análisis biogeoquímicos, que igualmente se realizaron en el laboratorio de Biogeoquímica de Suelos en el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM campus Morelia.

ANÁLISIS BIOGEOQUÍMICO DE BIOMASA AÉREA Y SUELO.

Humedad y pH

Se determinó el porcentaje de humedad del suelo por el método gravimétrico. El pH activo del suelo se midió en agua desionizada en relación 1:10 p/v. Esta solución se agitó durante 30 minutos a 180 revoluciones por minuto (rpm), posteriormente se realizó la lectura en un potenciómetro con electrodo de vidrio, (Corning, USA) previamente calibrado con soluciones a un pH 4 y 7, y manteniendo la muestra en movimiento con un agitador magnético.

La determinación de las concentraciones totales y las diferentes formas de carbono (C) del suelo y biomasa aérea y radical se realizaron en un Analizador de Carbono Total (UIC, Mod. CM 5012: Chicago, EUA), con base a la detección coulométrica (Huffman, 1997), el cual cuenta con un módulo para la detección de formas inorgánicas de C. Las concentraciones y las formas de nitrógeno (N) y fósforo (P) se realizaron por colorimetría en un autoanalizador 3Bran- Luebbe (Norderstedt, Alemania). Para la determinación de todos los parámetros biogeoquímicos, previamente a las muestras secas y frescas de suelo se les retiró restos de raíces y arena.

Concentración total de C, N y P en biomasa aérea

Las muestras de material vegetal fueron secadas en un horno a una temperatura constante de 60°C por tres días, para posteriormente ser pesadas para determinar la biomasa (g m^{-2}). Posteriormente, fueron molidas en equipos un Thomas Scientific Mill (USA) y tamizadas por una malla de 0.4 mm de abertura, se almacenaron en bolsas herméticas para sus posteriores análisis.

El carbono total (CT) se determinó en el Analizador de Carbono Total marca (UIC, USA) mediante la combustión a 950 °C bajo flujo de CO_2 , con lo cual se provoca que las formas de C se transformen en CO_2 detectándose por coulometría (Huffman, 1977). La concentración de CT se asumió como la concentración de carbono orgánico total (COT).

La determinación de la concentración de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se llevó a cabo en el extracto resultante de una digestión ácida [H_2SO_4 y H_2O_2 (20:1) y una mezcla de K_2SO_4 + CuSO_4 (10:1) como catalizador] a 360°C. El Nt se cuantificó por el método de macro-Kjendahl (Bremmer, 1996) y PT por colorimetría a 660 nm posterior a la reacción de los iones fosfato con molibdato de amonio, el cual se reduce mediante la interacción con el ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962).

Concentración total de C, N y P en suelo

Para la determinación de las concentraciones totales de nutrientes se tomaron submuestras de suelo, las cuales fueron secadas a 60°C por 72h, posteriormente se molieron en un mortero de ágata y se tamizaron en un tamiz malla 1 mm de abertura y se almacenaron en bolsas herméticas para su posterior análisis.

El carbono total (CT) se determinó mediante combustión a 950°C en un horno de combustión, bajo flujo de O₂ ocasionando que las formas de C presentes en la muestra se transformen a CO₂ y pueda hacer la detección coulométrica, mientras que para carbono inorgánico (Ci) se realizó en el módulo de acidificación del equipo antes mencionado. Posteriormente se utilizó la concentración de CT y se le restó la concentración de Ci para determinar la concentración de Carbono Orgánico Total (COT).

La determinación de la concentración de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), al igual que en biomasa aérea se llevó a cabo en el extracto resultante de una digestión ácida a 360°C, el NT se cuantificó por el método de macro Kjeldahl (Bremmer, 1996) y PT por colorimetría a 660 nm según el método de Murphy y Riley (1962).

Nutrientes disponibles de N y P

Las formas inorgánicas de N (NH₄⁺ y NO₃⁻) se tomaron de muestras frescas de suelo, mediante la extracción con KCl 2M. Para ello, las muestras frescas se agitaron durante 45 min a 180 rpm, filtradas en papel Whatman No. 1 (Robertson et al., 1999). Al extracto obtenido se les determinó la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ por colorimetría por el método de fenol-hipoclorito (Technicon, 1997). El fósforo inorgánico (Pi) (PO₄⁺) se determinó con base al método de fraccionamiento secuencial de Hedley (Tiessen y Moir, 1993), usando NaHCO₃ 0.2 N ajustado a un pH de 8.5 como extractante. Se determinó la concentración total (PT) previa digestión ácida con H₂SO₄ y (NH₄)₂S₂O₈ y la concentración de la fracción inorgánica (Pi), obteniéndose la fracción de fósforo orgánico (PO) por la diferencia entre el PT menos el Pi.

Nutrientes solubles de C, N y P

Para la determinación de las concentraciones de las formas solubles, se llevó a cabo con una relación 1:5 p/v en agua desionizada, agitándose por 30 min a 180 rpm, se filtraron en papel Whatman No. 42 y posteriormente por una membrana Millipore de 0.45 μm mediante una bomba de vacío (Jones y Willett, 2006).

Las concentraciones de carbono total soluble (CTD) se determinaron con el autoanalizador de C (UIC CM5012) módulo para líquidos (UIC-COULOMETRICS) y el carbono inorgánico soluble (CID) en el módulo de acidificación (CM5130). Con la diferencia entre el CTD y el CID se obtuvo la concentración de carbono orgánico soluble (COD).

Las formas inorgánicas solubles de N y P [NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} (PID)] se determinaron del extracto directamente por colorimetría. En el caso de las concentraciones totales de NTD y PTD solubles, se utilizó el método de digestión ácida con H_2SO_4 teniendo como finalidad la mineralización de las formas orgánicas a NH_4^+ y PO_4^{3-} , ambos nutrientes al igual que las concentraciones totales fueron determinados por colorimetría. El nitrógeno orgánico soluble (NOD) se calculó con la diferencia entre el NTD y NH_4^+ , mientras que para el fósforo orgánico soluble (POD) fue la diferencia entre la concentración total (PTD) y el PID.

C y N en biomasa microbiana

Las concentraciones de carbono y nitrógeno en biomasa microbiana (C_{min} y N_{mic}) del suelo se determinaron con el método de extracción y fumigación con CHCl_3 (Vance et al., 1987). Para este parámetro se pesaron por duplicado cada muestra con la finalidad de tener muestras no fumigadas y muestras fumigadas, ambos tratamientos fueron incubados por 48h a 25°C a capacidad de campo (Brookes et al., 1985). Posteriormente se extrajo con K_2SO_4 0.5M, debido a que las muestras se floclaron se filtraron en una membrana Millipore de 0.45 μm mediante una bomba de vacío (Brookes et al., 1985). Para este parámetro inicialmente se determinó la concentración de CT y posteriormente C_i en los extractos de cada muestra. Posteriormente se utilizó la concentración de CT y se le restó la concentración de C_i para determinar la concentración de carbono orgánico.

El C_{mic} y el N_{mic} se calcularon a partir de las diferencias entre la concentración de las muestras no fumigadas y las fumigadas y divididas entre el coeficiente de extracción de 0.45 para C_{mic} (Jorgensen, 1996) y 0.54 para N_{mic} (Jorgensen y Mueller, 1996).

Mineralización Potencial de C y N.

Para la estimación de la mineralización potencial de C se utilizaron 50g de suelo fresco, previa separación de rocas y fragmentos vegetales y se colocaron en tubos de cloruro de polivinilo (pvc) acondicionado colocándole un amalla de 0.17mm en uno de los extremos. El suelo se humedeció a capacidad de campo por capilaridad y se introdujo a un frasco de vidrio junto con una trapa de CO₂, la cual consiste en un frasco que contenía 10ml de NaOH 0.5N (Robertson et al., 1999).

ANÁLISIS BIOGEOQUÍMICOS DE AGUA EN LABORATORIO.

pH y Conductividad Eléctrica

Se determinó el pH y la conductividad eléctrica de las muestras de agua el mismo día de su colecta con la ayuda de un sensor multiparámetro portátil (pH, pH/SE, conductividad marca HACH modelo sension156), finalizadas estas mediciones se procedió a almacenarse nuevamente para posteriores análisis.

Nutrientes disueltos de C, N y P

Para la determinación de las concentraciones de las formas disueltos, directamente de las muestras de agua se agitando por 30 min a 180 rpm, se filtraron en Whatman No. 42 y posteriormente por una membrana Millipore de 0.45 µm mediante una bomba de vacío (Jones y Willett, 2006).

Las concentraciones de Carbono Total Disuelto (CTD) se determinaron con el autoanalizador de C (UIC CM5012), módulo para líquidos (UIC-COULOMETRICS) y el carbono inorgánico disuelto (CID) en el módulo de acidificación (CM5130). Con la diferencia entre el CTD y el CID se obtuvo la concentración de carbono orgánico disuelto (COD). Las formas inorgánicas disueltas de N y P [NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- y PO_4^{3-} (PID)] se determinaron directamente de las muestras de agua por colorimetría después de haberlas filtrado por membrana Millipore de 0.45 µm mediante una bomba de vacío (Jones y Willett, 2006).

Para el caso de las concentraciones totales de NTD y PTD disueltos, se utilizó el método de digestión ácida con H₂SO₄, teniendo como finalidad la mineralización de las

formas orgánicas a NH_4^+ y PO_4^{3-} , ambos nutrientes al igual que las concentraciones totales fueron determinados por colorimetría. El nitrógeno orgánico disuelto (NOD) se calculó con la diferencia entre el NTD y NH_4^+ , mientras que para el fósforo orgánico disuelto (POD) fue la diferencia entre la concentración total (PTD) y el PO_3^- .

ANÁLISIS DE DATOS

Se utilizó el software STATISTICA versión 7 (StatSoft, France) para realizar los análisis estadísticos de las concentraciones de nutrientes en biomasa aérea y concentración de nutrientes en suelo.

Concentración de nutrientes en agua. Para el caso de los datos de las concentraciones de nutrientes disueltos se obtuvieron las medias y los errores estándar para cada una de las fechas de muestreo (invierno-verano).

Concentración y contenido de nutrientes en biomasa aérea. Para el análisis de los datos de nutrientes en la biomasa aérea se empleó un análisis de t' Student para determinar si existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre parcelas (PA1 y PA2).

Concentración de nutrientes en suelo. Para el análisis de los datos de las concentraciones de todas las formas de nutrientes determinadas se sometieron a un análisis de varianza de medidas repetidas (*RMANOVA*; Von Ende, 1993), donde el factor “entre” fueron las parcelas agrícolas PA1 y PA2 y el factor “dentro” fueron las fechas o estaciones de muestreo, por lo tanto, se tuvieron dos niveles (estación seca-inverno y estación húmeda-verano). En el caso de presentar diferencias significativas ($p < 0.05$) en esta prueba se realizó un análisis *pos-hoc* de *Tukey HSD*.

Análisis de Correlación de Pearson. Este análisis se utilizó con la finalidad de identificar las relaciones (*negativas y positivas*) que existen en los parámetros analizados. Para este análisis se utilizaron los datos de los parámetros de pH, formas solubles, formas disponibles, C y N microbiano, mineralización potencial de C en suelo para la estación húmeda y seca.

Análisis de Regresión Múltiple. Este análisis se llevó a cabo con la finalidad de identificar dentro el grupo de variables aquellas que pueden explicar la respuesta de una variable de interés para este caso como variable dependiente se utilizaron los datos de *Mineralización potencial de C* como variables independientes se utilizaron, formas solubles,

formas disponibles, C y N microbiano.

RESULTADOS

PARÁMETROS QUÍMICOS Y CONCENTRACIÓN DE C, N Y P EN AGUA

El agua empleada para riego dentro del ejido de Cuatro Ciénegas tuvo un pH neutro en invierno y ligeramente básico en verano. La conductividad eléctrica es clasificada como de riesgo alto de salinidad para la estación de invierno y de riesgo de salinidad medio para verano (Tabla 3).

Con relación a las formas disueltas de N, el $\text{NH}_4^{+\text{Dis}}$ tuvo mayor concentración en la estación húmeda (0.14 mg L^{-1}) que en la estación de invierno con (0.01 mg L^{-1}). De la misma manera, el $\text{NO}_3^{-\text{Dis}}$ presentó mayor valor en verano que en invierno (0.74 mg L^{-1} y 0.42 mg L^{-1} , respectivamente; Tabla 3). Así mismo, la concentración de NO_3^- fue mayor que el NH_4^+ en ambas fechas.

La concentración del carbono orgánico disuelto (COD) fue mayor en invierno que en verano (88.1 mg L^{-1} y 9.2 mg L^{-1} , respectivamente), mientras que el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) presentó valores similares en ambas fechas y finalmente, el fósforo orgánico disuelto fue mayor en la estación de verano (2.3 mg L^{-1}), que en la estación de invierno (0.8 mg L^{-1}).

Tabla 3. Medias (\pm error estándar) del contenido de nutrientes en agua. ($n=3$).

Parámetro	Invierno (Seca)	Verano (Húmeda)
pH	7.7 (0)	8.5 (± 0.1)
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	1569 (± 6.4)	1500 (0)
% de sales	0.9 (0)	0.8 (0)
Nutrientes disueltos (mg L^{-1})		
$\text{NH}_4^{+\text{Dis}}$	0.01 (0)	0.1 (0)
$\text{NO}_3^{-\text{Dis}}$	0.4 (± 0.2)	0.7 (0)
$\text{NH}_4^{+\text{Dis}}:\text{NO}_3^{-\text{Dis}}$	0.025	0.142
Nutrientes orgánicos en agua (mg L^{-1})		
COD	88.1 (± 3.8)	9.2 (± 4.3)
NOD	0.9 (± 0.1)	0.9 (± 0.2)
POD	0.8 (± 0.3)	2.3 (± 0.8)

$\text{NH}_4^{+\text{Dis}}$: Amonio disuelto, $\text{NO}_3^{-\text{Dis}}$: Nitrato disuelto, COD: Carbono orgánico disuelto, NOD: Nitrógeno Orgánico Disuelto y POD: Fósforo Orgánico Disuelto.

CONCENTRACIÓN DE C, N Y P EN LA BIOMASA VEGETAL AÉREA.

La biomasa aérea no fue diferente entre parcelas (366 g m⁻² y 296 g m⁻², para PA1 y PA2, respectivamente), al igual que los contenidos de C, N y (Tabla 4). La concentración de carbono en este almacén presentó diferencias entre parcelas, donde PA2 tuvo mayor concentración que PA1 (Tabla 4), mientras que el nitrógeno total y fósforo total no se encontraron diferencias significativas, así como para los cocientes entre nutrientes.

Tabla 4. Medias (± error estándar) de la concentración, contenido y cocientes de nutrientes en biomasa aérea. Valores en rojo indica diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas utilizando comparación de medias (t´student).

	Invierno (Seca)		p
	PA1	PA2	
Contenido de Biomasa Aérea (g m⁻²)			
Biomasa Aérea	366 (±31)	296 (±29.1)	0.233
Concentración de nutrientes en Biomasa Aérea (mg g⁻¹)			
C	367 (±3.9)	397 (±8.7)	0.033
N	39.5 (±1.0)	41.3 (±2.8)	0.658
P	1.6 (±0.2)	2.3 (±0.2)	0.085
Contenido de nutrientes totales (g m⁻²)			
C	134 (±11.2)	119 (±13.9)	0.535
N	15 (±1.4)	13 (±1.8)	0.529
P	0.5 (±0.1)	0.7 (0)	0.520
Cocientes totales			
C:N	9.3 (±0.2)	9.9 (±0.5)	0.449
C:P	771 (±447)	180 (±19)	0.330
N:P	89 (±53.3)	18.2 (±1.7)	0.326

C: Carbono, N: Nitrógeno y P: Fósforo.

PARÁMETROS QUÍMICOS EN SUELO.

Humedad y pH.

El porcentaje de humedad del suelo sólo presentó diferencias entre parcelas en verano, donde PA1 tuvo mayor humedad que PA2 (Tablas 8 y 9). Con relación a las estaciones se observaron diferencias significativas en ambas parcelas, siendo la estación de invierno la que presentó mayor porcentaje de humedad. El pH para ambas parcelas se clasificó como alcalino, presentando diferencias significativas entre las parcelas, siendo mayor en PA2 que PA1, así mismo se encontraron diferencias entre estaciones, siendo verano la que presentó los valores de pH más altos (Tabla 8 y 9).

CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES TOTALES C, N Y P EN SUELO

La concentración de carbono orgánico total (COT) presentó diferencias entre parcelas, independientemente de la estación (Tabla 5 y 6). La parcela PA1 tuvo mayor concentración de C que la parcela PA2 (22.4 y 19.5 mg g⁻¹, respectivamente). Así también, se presentaron diferencias entre estaciones, siendo mayor la concentración en verano que en invierno (22.3 mg g⁻¹ y 19.5 mg g⁻¹, respectivamente).

La concentración de nitrógeno total (NT) fue diferente entre parcelas, independientemente de la estación (Tabla 5 y 6), siendo mayor en la parcela PA1 que en la parcela PA2 (2.6 mg g⁻¹ y 2.2 mg g⁻¹, respectivamente). Las muestras de la estación de invierno tuvieron menor concentración (2.1 mg g⁻¹) que las muestras de verano (2.7 mg g⁻¹). El fósforo total (PT) sólo presentó diferencias entre estaciones, siendo verano donde presentó mayor concentración (0.9 mg g⁻¹) que en invierno (0.5 mg g⁻¹; tabla 8 y 9).

Tabla 5. Medias (± error estándar) de los parámetros de humedad, pH en suelo y la concentración de nutrientes totales y sus respectivos cocientes en suelo. Letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas dentro de cada estación (Inv-Ver) y las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre estaciones dentro de cada parcela, utilizando comparación de medias (Tukey HSD) cuando la interacción fue significativa.

	Invierno (Seca)		Verano (Húmeda)	
	PA1	PA2	PA1	PA2
% de Humedad	25.1 (±0.3) ^{Aa}	23.4 (±0.4) ^{Aa}	20.8 (±0.4) ^{Ab}	16.6 (±0.50) ^{Bb}
pH	7.8 (0)	7.8 (±0.02)	7.9 (±0.03)	8.0 (±0.02)
Totales de suelo (mg g⁻¹)				
COT	20.5 (±1.3)	18.6 (±1.3)	24.3 (±0.7)	20.4 (±0.8)
NT	2.2 (±0.09)	2.0 (±0.1)	3.1 (±0.1)	2.4 (±0.2)
PT	0.5 (±0.04)	0.5 (±0.0)	0.8 (±0.1)	1.0 (±0.2)
Cocientes Totales Suelos				
COT:NT	9.3 (±0.7)	9.5 (±1)	7.8 (±0.50)	9.2 (±1.2)
COT:PT	37.3 (±3.7)	38.1 (±3.9)	30.1 (±2.0)	24.6 (±3.2)
NT:PT	3.9 (±0.2)	4.0 (±0.2)	3.9 (±0.2)	2.9 (±0.4)

COT: Carbono Orgánico Total, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total.

El cociente COT:NT no presentó diferencias significativas para los factores analizados (Tabla 5 y 6). Para el caso de los cocientes COT:PT y NT:PT fueron sólo diferentes entre estaciones, siendo ambos cocientes mayores en invierno que en verano (Tabla 5 y 6).

Tabla 6. Valores de F y (p) para los parámetros de suelo en el modelo RMANOVA. Los datos en rojo representan diferencias significativas ($p < 0.05$, $n = 20$).

Parámetro	Fuente de Variación		
	Entre	Dentro	
	PARCELA	ESTACIÓN	E X C
Humedad (%)	42.19 (<0.001)	146 (<0.001)	7.38 (0.014)
pH	7.5 (0.013)	67.6 (<0.001)	0.1 (0.806)
Totales de suelo			
COT	5.25 (0.034)	10.75 (0.004)	1.59 (0.222)
NT	7.43 (0.013)	19.70 (<0.001)	2.33 (0.143)
PT	0.25 (0.616)	14.4 (0.001)	1.41 (0.250)
Cocientes totales de suelo			
COT:NT	0.77 (0.389)	0.93 (0.346)	0.39 (0.537)
COT:PT	0.51 (0.480)	9.621 (0.006)	0.911 (0.352)
NT:PT	1.57 (0.225)	4.07 (0.058)	3.09 (0.095)
Nutrientes Solubles			
COD	2.44 (0.135)	17.19 (<0.001)	2.84 (0.108)
NOD	1.89(0.185)	47.29 (<0.001)	0.209 (0.652)
NO ₃ ^{-Sol}	3.79 (0.067)	534 (<0.001)	4.65 (0.004)
Cocientes orgánicos			
COD:NOD	2.09 (0.16)	4.80 (0.04)	1.55(0.22)
Nutrientes Disponibles			
NH ₄ ^{+Disp}	0.41 (0.525)	16.33 (<0.001)	0.17 (0.681)
NO ₃ ^{-Disp}	0.044 (0.835)	76.09 (<0.001)	12.21 (<0.001)
Microbianos			
Cmic	6.23 (0.022)	20.77 (<0.001)	0.02 (0.088)
Nmic	2.38 (0.140)	4.65 (0.044)	10.09 (<0.001)
Cocientes microbianos			
Cmic:Nmic	3.03 (0.09)	9.85 (0.005)	3.61 (0.07)
Mineralización Potencial de C			
CO ₂	8.20 (0.010)	69.85 (<0.001)	0.05 (0.814)

CT: Carbono, NT: Nitrógeno, PT: Fósforo, COT: Carbono Orgánico Total, COD: Carbono orgánico soluble, NOD: Nitrógeno Orgánico soluble, NO₃^{-Sol}: Nitrato soluble, NH₄^{+Disp}: Amonio disponible, NO₃^{-Disp}: Nitrato disponible, Cmic: Carbono microbiano, Nmic: Nitrógeno microbiano y CO₂: Mineralización potencial de C.

NUTRIENTES SOLUBLES EN SUELO

Para el caso de las formas orgánicas soluble, el carbono orgánico soluble (COD) sólo fue diferente entre estaciones (Tabla 6 y 7), observándose que la mayor concentración fue en verano ($62.52 \mu\text{g g}^{-1}$) en comparación con invierno, con valores de $40.82 \mu\text{g g}^{-1}$ y la concentración de nitrógeno orgánico soluble (NOD) fue mayor en invierno que en verano, 3.0 y $0.97 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (Tabla 6 y 7).

La concentración del fósforo orgánico soluble (POD) en ambas parcelas y en la estación de invierno fue de $0 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en verano se incrementó 10 veces y fue mayor en la parcela PA1 que en la parcela PA2, con valores $14.2 \mu\text{g g}^{-1}$ y $9.25 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente; (Tabla 7). En lo que respecta a la concentración de fósforo inorgánico soluble (PID) tuvo un valor de $0 \mu\text{g g}^{-1}$ en ambas parcelas y para ambas estaciones (Tabla 7). El cociente COD:NOD fue diferente entre estaciones, (Tabla 6 y 7), siendo mayor la relación en verano que en invierno (142 y 18, respectivamente), y los cocientes COD:POD y NOD:POD no se pudieron calcular en la estación de invierno, ya que el POD tuvo valores de cero. En la estación de verano, la relación COD:POD fue mayor en la parcela PA2 que en la parcela PA1 (9.4 y 5.6, respectivamente), en contraste, el cociente NOD:POD no presentó diferencias significativas entre ambas parcelas (Tabla 7).

En cuanto al $\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$ para la estación de invierno su concentración fue mayor en la parcela PA2 que en la parcela PA1 ($0.63 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.50 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para la estación de verano para ambas parcelas fue de $0 \mu\text{g g}^{-1}$. La concentración de $\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$ presentó diferencias significativas en la interacción de las parcelas con la estación (Tabla 6 y 7), siendo verano cuando se presentaron diferencias entre parcelas, debido a que PA1 tuvo una mayor concentración que PA2 ($55.27 \mu\text{g g}^{-1}$ y $45.5 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente).

NUTRIENTES DISPONIBLES EN EL SUELO

El $\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$ presentó diferencias significativas entre estaciones, independientemente de las parcelas (Tabla 6 y 7), donde la estación de invierno tuvo mayor concentración que la estación de verano ($3.57 \mu\text{g g}^{-1}$ y $3.09 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). El $\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$ disponible fue significativamente diferente en la interacción entre las parcelas con la estación (Tabla 10). En la estación de invierno fue mayor PA1 ($2.36 \mu\text{g g}^{-1}$) que PA2 ($0.45 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en verano no hubo diferencias entre parcelas (Tabla 6 y 7).

Tabla 7. Medias (\pm error estándar) de las concentraciones de nutrientes solubles, así como las formas disponibles de C, N y P en suelo. Letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$, $n = 20$) entre parcelas dentro de cada estación (Inv-Ver) y las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre estaciones dentro de cada parcela, utilizando comparación de medias (Tukey HSD) cuando la interacción fue significativa.

	Invierno (Seca)		Verano (Húmeda)		
	PA1	PA2	PA1	PA2	
Nutrientes solubles ($\mu\text{g g}^{-1}$)<i>p</i>					
COD	41.2 (± 7.8)	40.4 (± 5.3)	54.1 (± 2.1)	70.8 (± 3.4)	
NOD	2.7 (± 0.4)	3.3 (± 0.3)	0.84 (± 0.2)	1.1 (± 0.2)	
POD	0	0	14.2 (± 3.9)	9.2 (± 1.9)	0.26
PID	0	0	0	0	
NH ₄ ^{+Sol}	0.50 (± 0.1)	0.63 (± 0.1)	0	0	0.56
NO ₃ ^{-Sol}	2.6 (± 1.2) ^{A a}	1.9 (± 0.8) ^{A a}	55.2 (± 3.5) ^{A b}	45.5 (± 2.8) ^{B b}	
Cocientes orgánicos					
COD:NOD	23.3 (± 7.2)	13.4 (± 2.0)	218 (± 111)	67 (± 9.2)	
COD:POD	0	0	5.6 (± 0.9)	9.4 (± 1.1)	0.02
NOD:POD	0	0	0.06 (± 0.02)	0.15 (± 0.03)	0.06
Nutrientes disponibles ($\mu\text{g g}^{-1}$)					
NH ₄ ^{+Disp}	3.5 (± 0.5)	3.0 (± 0.6)	1.6 (± 0.06)	1.5 (± 0.08)	
NO ₃ ^{-Disp}	2.3 (± 1.1) ^{A a}	0.4 (± 0.3) ^{B a}	5.5 (± 0.6) ^{A b}	7.8 (± 0.8) ^{A b}	
Nutrientes microbianos ($\mu\text{g g}^{-1}$)					
C mic	282 (± 36.9)	212 (± 21.3)	442 (± 33.2)	383 (± 32.7)	
N mic	84.0 (± 7.1) ^{A a}	54.6 (± 5.0) ^{B a}	49.5 (± 7.3) ^{A b}	61.2 (± 4.4) ^{A a}	
Cociente microbiano					
Cmic:Nmic	3.6 (± 0.54)	4.1 (± 0.4)	12.4 (± 3.30)	6.2 (± 0.35)	

COD: Carbono orgánico soluble, **NOD:** Nitrógeno Orgánico soluble, **POD:** Fósforo Orgánico soluble, **PID:** Fósforo Inorgánico soluble, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NO₃^{-Sol}:** Nitrato soluble, **NH₄^{+Disp}:** Amonio disponible, **NO₃^{-Disp}:** Nitrato disponible, **Cmic:** Carbono microbiano y **Nmic:** Nitrógeno microbiano.

NUTRIENTES EN LA BIOMASA MICROBIANA.

El carbono microbiano (Cmic) fue diferente entre parcelas, independientemente de la estación (Tabla 9 y 10), siendo mayor la concentración en PA1 que en PA2 (362 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 297 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). Así mismo, las estaciones fueron diferentes (Tabla 6), ya que las muestras de verano tuvieron mayor concentración que las de invierno (412 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 247 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) (Tabla 7).

La concentración de N en la biomasa microbiana (Nmic) presentó diferencias significativas en la interacción entre las parcelas y estaciones (Tabla 6 y 7). PA1 fue menor que PA2 sólo en invierno. El cociente Carbono microbiano y Nitrógeno microbiano

(Cmic:Nmic) presentó diferencias significativas dentro de las estaciones, siendo mayores los valores en verano que en invierno ($9.3 \mu\text{g g}^{-1}$ y $3.85 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) (Tabla 6 y 7).

CORRELACIÓN ENTRE LAS FORMAS DINÁMICAS DE NUTRIENTES.

En la tabla 8 se presentan los resultados del análisis de correlación de las formas dinámicas de C, N y P para invierno. La humedad del suelo se correlacionó negativamente con el pH y positivamente con el COD y Nmic. Para las formas orgánicas, sólo el COD presentó una relación positiva con el $\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$ y una relación negativa con el $\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$ y $\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$. El resto de las formas no presentaron ningún tipo de correlación en esta estación.

Los coeficientes de la correlación para verano se presentan en la tabla 9. La humedad se relacionó positivamente con el $\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$ y negativamente con el COD. Así mismo, el $\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$ se relacionó negativamente con el Nmic.

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson para pH, formas solubles, formas disponibles y formas microbianas en suelo para la estación de invierno.

	Humedad	pH	$\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$	$\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$	CO D	NOD	$\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$	$\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$	Cmic	Nmic	$\text{CO}_2\text{-C}$
Humedad	1.00										
pH	-0.72*	1.00									
$\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$	-0.33	0.26	1.00								
$\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$	-0.34	0.11	-0.06	1.00							
COD	0.49*	-0.11	0.00	-0.45*	1.00						
NOD	-0.20	0.20	-0.16	0.40	-0.40	1.00					
$\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$	0.31	-0.18	0.19	-0.26	0.48*	-0.26	1.00				
$\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$	-0.14	-0.09	-0.02	0.84*	-0.47*	0.21	-0.25	1.00			
Cmic	0.35	-0.12	-0.28	0.02	0.35	-0.16	0.36	-0.08	1.00		
Nmic	0.46*	-0.44	-0.14	-0.21	0.08	-0.34	0.04	-0.02	0.41	1.00	
$\text{CO}_2\text{-C}$	0.19	-0.17	0.06	-0.09	-0.27	0.14	-0.34	0.21	-0.33	0.36	1.00

$\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$: Amonio soluble, $\text{NO}_3^{-\text{Sol}}$: Nitrato soluble, COD: Carbono Orgánico soluble, NOD: Nitrógeno Orgánico soluble, $\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$: Amonio disponible, $\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$: Nitrato disponible, Cmic: Carbono microbiano, Nmic: Nitrógeno microbiano y $\text{CO}_2\text{-C}$: Mineralización potencial de C. $n=20$. Los coeficientes seguidos de * son significativos a $p < 0.05$.

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson para pH, formas solubles, formas disponibles y formas microbianas en suelo para la estación de verano.

	Humedad	pH	NO ₃ ^{-Sol}	C O D	NOD	POD	NH ₄ ^{+Disp}	NO ₃ ^{-Disp}	C mic	N mic	CO ₂ -C
Humedad	1.00										
pH	-0.15	1.00									
NO ₃ ^{-Sol}	0.45*	-0.08	1.00								
COD	-0.84*	0.28	-0.42	1.00							
NOD	-0.19	0.15	0.11	0.19	1.00						
POD	0.19	0.04	0.05	-0.08	0.42	1.00					
NH ₄ ^{+Disp}	0.16	-0.32	0.03	-0.04	-0.09	-0.22	1.00				
NO ₃ ^{-Disp}	-0.39	0.21	0.41	0.29	0.46*	-0.15	-0.06	1.00			
Cmic	0.32	-0.06	0.14	-0.10	-0.05	0.07	0.06	-0.30	1.00		
Nmic	-0.25	-0.04	-0.74*	0.24	-0.02	-0.28	0.07	-0.37	0.23	1.00	
CO ₂ -C	0.42	-0.27	0.16	-0.38	-0.07	0.42	0.20	-0.28	0.27	-0.01	1.00

NO₃^{-Sol}: Nitrato soluble, COD: Carbono Orgánico soluble, NOD: Nitrógeno Orgánico soluble, POD: Fósforo Orgánico soluble, NH₄^{+Disp}: Amoniodisponible, NO₃^{-Disp}: Nitrato disponible, Cmic: Carbono microbiano, Nmic: Nitrógeno microbiano y CO₂: Mineralización potencial de C. n=20. Los coeficientes seguidos de * son significativos a p < 0.05.

ACTIVIDAD MICROBIANA.

En la figura 4 se muestra las tasas de mineralización de carbono a lo largo de los 15 días de incubación para la estación de invierno y verano. La mineralización potencial de carbono presentó diferencias entre parcelas independientemente de la estación (Tabla 6 y 10), donde la parcela PA1 presentó un valor de CO₂-C acumulado más alto que la parcela PA2 (1,339 µg g⁻¹ y 1,114 µg g⁻¹, respectivamente). Así mismo se presentaron diferencias entre las estaciones, siendo la estación de invierno la que presentó mayor C-CO₂ acumulado (1,540 µg g⁻¹) que en verano (903.5 µg g⁻¹; Tabla 6 y 10).

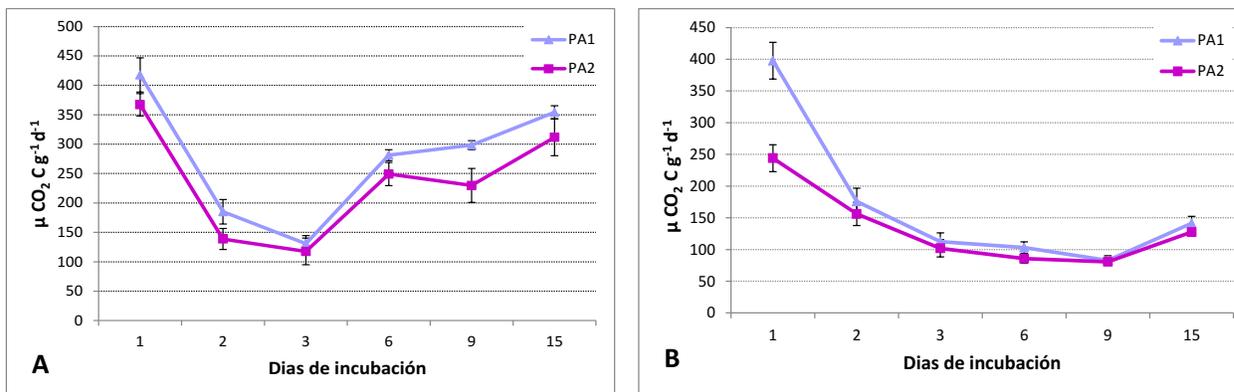


Figura 4. Medias (± error estándar) de las tasas de Mineralización potencial de C (CO₂-C) durante la incubación de 15 días para la estación de invierno (A) y verano (B).

Tabla 10. Medias (\pm error estándar) de la tasa de mineralización potencial de C. Letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas dentro de cada estación (Inv-Ver) y las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre estaciones dentro de cada parcela, utilizando comparación de medias (Tukey HSD) cuando la interacción fue significativa.

	Invierno (Seca)		Verano (Húmeda)	
	PA1	PA2	PA1	PA2
Mineralización Potencial de C ($\mu\text{g g}^{-1}$)				
CO ₂	1667(± 113)	1413 (± 84.6)	1012 (± 53.2)	795 (± 48)

CO₂: Mineralización potencial de C.

ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE.

En el análisis de regresión múltiple, los factores que explicaron la varianza de la mineralización potencial del CO₂-C acumulado en invierno fueron las formas microbianas (C_{mic} y N_{mic}), mientras que para verano no se encontró ningún tipo de correlación con el CO₂-C (Tabla 11).

Tabla 11. Análisis de Regresión Múltiple Stepwise de la mineralización potencial de Carbono y las formas dinámicas de nutrientes en el suelo para la estación de invierno y verano. ($p < 0.05$; $n = 20$).

Variable dependiente	Factores incluidos	Factores significativos	Coefficiente	R ² (p)
INVIERNO (Seca) Mineralización potencial de C-CO ₂		C _{mic}	0.20	0.40
		N _{mic}	0.20	(0.01)
		NH ₄ ^{+Sol}		
		NO ₃ ^{-Sol}		
		COD		
		NOD		
		NH ₄ ^{+Disp}		
VERANO (Húmeda) Mineralización potencial de C-CO ₂		NH ₄ ^{+Disp}		
		NO ₃ ^{-Disp}		
	C _{mic}			
	N _{mic}			
		-	-	0(0)

NH₄^{+Sol}: Amonio soluble, NO₃^{-Sol}: Nitrato soluble, COD: Carbono orgánico soluble, NOD: Nitrógeno Orgánico soluble, NH₄^{+Disp}: Amonio disponible, NO₃^{-Disp}: Nitrato disponible, C_{mic}: Carbono microbiano, N_{mic}: Nitrógeno microbiano y CO₂: Mineralización potencial de C.

DISCUSION

BIOMASA AÉREA DE LA ALFALFA.

La biomasa aérea no presentó diferencias significativas entre las parcelas estudiadas, lo cual nos sugiere que las similitudes son atribuidas a que ambas parcelas están bajo el mismo tipo de manejo agrícola que incluye la variedad de alfalfa, la densidad de plantas, la cantidad y periodicidad del riego, así como el tipo y cantidad de fertilizante.

Los datos de biomasa aérea del presente estudio se encuentran dentro del rango reportado para alfalfares en municipios del estado de Coahuila, que utilizan la misma variedad de alfalfa y tipo de riego, pero a diferencia de las parcelas estudiadas sólo emplean fertilizantes químicos. El límite inferior del rango de la biomasa en pie encuentra en 290 g m² para alfalfares de los municipios de Francisco I. Madero y Matamoros (Godoy et al, 2003; Vázquez et al., 2010), mientras que el límite superior es de 400 g m², para el primer municipio (Vázquez et al., 2010).

En comparación a la información reportada a nivel internacional, los datos del presente trabajo se encuentran dentro del rango de otras zonas áridas y semiáridas, con precipitaciones entre los 310 a 360 mm, en los cuales reportan biomasa aérea que oscila entre 284 g m² hasta 469 g m² (Bowman et al., 2004; Wang et al., 2009; Sainju et al., 2011).

Los datos anteriores sugieren que el manejo a través de las prácticas agrícolas empleadas en la zona de estudio ha tenido como resultado que la producción de biomasa aérea se encuentre dentro de los valores reportados en zonas agrícolas con la misma variedad de alfalfa a nivel estatal y otras zonas áridas a nivel internacional. Lo que genera condiciones para el adecuado crecimiento del cultivo de alfalfa.

CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN BIOMASA AÉREA.

En este estudio, aunque la concentración de carbono orgánico total (COT) en la biomasa aérea presentó diferencias significativas entre parcelas, la concentración de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), así como los valores de los cocientes C:N, N:P y C:P no presentaron diferencias significativas entre parcelas. Esto es atribuido a que ambas parcelas se encuentran sometidas al mismo tipo de manejo agrícola, así como al hecho de que la misma variedad de alfalfa se encuentra sembrada en ambas parcelas, lo cual determina

la calidad de la biomasa en pie en el área de estudio.

Con relación a lo reportado en otros estudios, la concentración de N y P en la BA obtenida en el presente estudio (Tabla 4), se encuentran dentro de los rangos reportados por la FAO con base a Spedding y Diekmahns (1972) en cultivos de alfalfa. Esto es, para N se encuentran 20.6 mg g^{-1} a 51.9 mg g^{-1} , mientras que para P es de 1.4 mg g^{-1} a 6.6 mg g^{-1} . Lo cual sugiere que las prácticas de manejo agrícola que se emplearon en el ejido de Cuatro Ciénegas, producen alfalfa con una concentración de N con valores más altos que el valor promedio reportado. Por el contrario, los valores de la concentración de P son cercanos al valor inferior reportado para este nutriente, lo cual sugiere que puede haber limitaciones de P en el sistema aun con el empleo de fertilizantes químicos. Hernández-Becerra (2014) menciona que la dinámica del P es la más vulnerable al manejo agrícola en el sitio de estudio.

NUTRIENTES TOTALES EN SUELO.

Las parcelas agrícolas en el ejido de Cuatro Ciénegas se han desarrollado en sitios que anteriormente eran pastizales halófilos (CONANP, 2007). En este tipo de ecosistema, dentro del Rancho Pozas Azules, Montiel-González (2011), reporta una concentración menor de COT, en comparación a los valores obtenidos en el presente trabajo (Tabla 4). Lo cual sugiere que el cambio de uso de suelo ha provocado un mayor almacenamiento de nutrientes en el suelo. El incremento del COT puede ser atribuido a las prácticas de manejo que se llevan a cabo en ambas parcelas agrícolas como el manejo del cultivo, la fertilización orgánica e inorgánica.

En el presente trabajo se identificaron diversos factores que promueven el incremento de las concentraciones de COT en el suelo. El primero de estos factores puede ser debido a que existe un aporte de materia orgánica (MO) vía fertilización orgánica (restos de cultivos, estiércol y soluciones orgánicas), así como la práctica del riego y la aplicación de fertilizantes químicos como UREA^{MR} y Urefol^{MR}. Estas prácticas generan un aumento en la entradas de C al suelo, aun después de que la cosecha sea retirada, lo cual ya ha sido observado previamente en cultivos perennes de alfalfa (Li et al., 2009; Yang et al., 2013). Otro factor a tomar en cuenta es el hecho de que, en sistemas con cultivos perennes como la alfalfa, el manejo de la cosecha se basa en cortes periódicos de la biomasa aérea, mientras que la biomasa radical es conservada para el continuo crecimiento del cultivo, por lo cual la práctica

del arado se emplea únicamente durante la etapa de sembrado.

En este sistema, el arado se realiza en ciclos de cuatro años por lo que la perturbación del suelo es mínima y permite el incremento de las concentraciones de COT en comparación con cultivos de ciclo corto o de ciclo anual (Sainju y Lenssen, 2011; 211; Wang et al., 2009). Adicionalmente, se ha reportado que los cortes periódicos de la biomasa aérea en cultivos perennes, ocasionan un incremento en la biomasa radical aportada al suelo por abscisión de raíces, la cual representa una entrada de MO y por lo tanto una fuente de C al suelo (Sainju et al, 2011; Li et al., 2009; Carrillo et al., 2011; Conant et al., 2003; Gan et al., 2009; Mendoza et al, 2010).

Los datos obtenidos de las concentraciones totales de nutrientes en el presente estudio son mayores a los obtenidos en otros estudios con la misma variedad de alfalfa. Por ejemplo, Jacinthe y colaboradores (2011) en Nuevo México, (E.U) reportan valores promedio de COT y NT total en suelo de 7.9 y 1 mg g⁻¹, respectivamente, siendo 3 y 2 veces menores a lo reportado en el presente trabajo (Tabla 7). Esto que el suelo de ambas parcelas agrícolas almacena una mayor concentración de nutrientes en el suelo en comparación con otros sistemas.

DINÁMICA DE NUTRIENTES EL SUELOS AGRÍCOLAS DEL EJIDO DE CUATRO CIÉNEGAS.

El pH del suelo de las parcelas con alfalfa en ambas estaciones (inverno-verano) fue de 8.0, siendo una unidad menor con respecto a lo reportado en el mismo tipo de suelo de un pastizal halófilo ubicado en el rancho pozas azules dentro del Valle de Cuatro Ciénegas, en donde Montiel (2011) registro un pH 9, este último valor es característico de suelos calcáreos (FAO, 2007).

La disminución de pH en los suelos de las parcelas con alfalfa implica que existe un proceso de acidificación, el cual puede ser atribuido a tres factores: 1) el lavado o lixiviación de cationes por la práctica del riego, 2) la aplicación de fertilizantes químicos ricos en N y 3) el tipo de cultivo. La práctica de riego continua por inundación, ha ocasionado que cationes presentes en suelos calcáreos como Ca⁺² y Mg⁺², sean lixiviados del horizonte superficial, lo que genera que los espacios que eran ocupados por los cationes sean sustituidos y ocupados por iones H⁺, dando lugar a una disminución del pH y por lo tanto, una reducción del pH del suelo (Raiesi, 2004; Plaster, 2005).

En el suelo de las parcelas agrícolas del Valle de Cuatro Ciénegas, el empleo de fertilizantes ricos en N como el Urefol^{MR} y la UREA^{MR} puede contribuir a la acidificación del suelo, ya que se favorece el proceso de nitrificación, debido a la oxidación del NH_4^+ a NO_3^- . Esto puede ocasionar un aumento de iones H^+ en la solución del suelo y disminuir el pH (Belay et al., 2002; Saha et al., 2008). Dicho fenómeno coincide en ambas parcelas, la concentración de NO_3^- fue mayor que el NH_4^+ tanto en sus formas disueltas, como disponibles, con excepción de las formas disponibles en invierno. Esto sugiere una alta tasa de nitrificación en estos los suelos analizados. Así mismo, debido a que la biomasa de alfalfa se encuentra enriquecida de N (C:N 9.3) en comparación al pasto nativo (C:N 59) reportado por Montiel-González (2011), la incorporación de N por la biomasa es mayor en las parcelas de alfalfa y esto puede promover, la entrada de N y por tanto, el posterior incremento de iones H^+ asociados a la nitrificación (Chesworth, 2008).

NUTRIENTES DINÁMICOS DEL SUELO.

La concentración de formas dinámicas de C, N y P entre parcelas, no presentó diferencias significativas, ya que como se mencionó anteriormente ambas parcelas se encuentran bajo el mismo manejo agrícola que incluye, mismo tipo y cantidad de fertilizantes, forma de riego y variedad de alfalfa.

Un aspecto que debe considerarse es que el valle de Cuatro Ciénegas un ecosistema árido que se caracteriza por una marcada estacionalidad, la cual es determinada por su régimen de temperatura y precipitación, lo que influye de manera directa sobre la transformación y disponibilidad de nutrientes en el suelo. Dicha estacionalidad presentó un efecto significativo sobre las concentraciones de nutrientes en el suelo de las parcelas de alfalfa del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas. Lo que sugiere que, aunque estos suelos se encuentran bajo la influencia de las prácticas agrícolas como el riego y la aplicación de fertilizantes, la estacionalidad, tiene un efecto importante en el sistema, ya que puede modificar la disponibilidad de nutrientes entre ambas fechas de muestreo. Lo anterior está relacionado con el régimen térmico, ya que las temperaturas mínimas en invierno pueden alcanzar fácilmente valores menores a 5°C (C. Montiel Comm. Pers.), lo cual inhibe la actividad de los microorganismos del suelo.

En ecosistemas áridos conservados, la principal fuente de nutrientes para las plantas

y microorganismos es la MO aportada por la vegetación natural. En cambio, en sistemas agrícolas, como las parcelas de alfalfa del Valle de Cuatro Ciénegas, la entrada de nutrientes se da por varias vías de las cuales el mayor aporte de nutrientes inorgánicos es por fertilizantes químicos, así como el aporte de MO por residuos orgánicos y del cultivo. Para que la MO del suelo pueda ser utilizada por los microorganismos, tienen que ser despolimerizada, con la finalidad de reducir la complejidad estructural de los residuos vegetales, es decir, la MO tiene que pasar de polímeros orgánicos complejos a moléculas orgánicas de bajo peso molecular (Chantigny, 2003; Hill et al., 2012; Tian et al 2012). Este proceso de despolimerización es mediado por la disponibilidad de agua en el suelo además es necesario que los microorganismos cuenten con energía suficiente que le permita sintetizar exoenzimas para la hidrólisis de la MO del suelo (Mc Gill y Cole, 1981; Geisseler, et al., 2010; Tian et al., 2010).

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN INVIERNO.

Las concentraciones de las formas orgánicas de C y P del suelo (COD y POD, respectivamente) en las parcelas con cultivo de alfalfa, son menores en invierno que verano (Tabla 8). Esto puede ser atribuido a dos factores: posiblemente la actividad de los microorganismos del suelo fue menor debido a las bajas temperaturas en la estación de invierno (C. Montiel, Comm. Pers), o bien al aumento del aporte de formas inorgánicas por medio de fertilizantes químicos (Eusufzai et al., 2013; Sainju et al., 2007; Kandeler et al., 2005; García et al., 2003). Se ha reportado que, en sistemas de cultivo de zonas áridas, las bajas temperaturas que se registran en invierno pueden ocasionar un letargo en la actividad de la comunidad microbiana del suelo y como consecuencia disminuir en el proceso de despolimerización. Esto afecta la disponibilidad de nutrientes principalmente COD, el cual es considerado como uno de los principales indicadores de la actividad microbiana y la fuente principal de energía para microorganismos heterótrofos (Montaño et al., 2008). Así mismo, algunos autores han reportado la disminución de formas orgánicas, debido a que los microorganismos del suelo cuentan con nutrientes disponibles en forma inorgánica aportados por la fertilización química. Dichos nutrientes pueden ser utilizados e incorporados a la biomasa microbiana sin la necesidad de invertir energía para llevar a cabo el proceso de despolimerización de la MO del suelo, lo cual sucede en la condición de que no haya

limitación de C (Eusufzai et al., 2013; Sainju et al., 2007).

En cuanto a la concentración de NOD en las parcelas de alfalfa, ésta fue mayor en invierno en comparación a verano. Este comportamiento es contrario a lo observado en el COD y POD (Tabla 5). Los altos valores de NOD en la estación de invierno puede ser atribuidos al hecho de que en cultivos de leguminosas aumenta la producción y acumulación de trialosa que actúa como agente de protección ante el estrés hídrico (González-Ruiz et al., 2008; Altamirano-Hernández et al., 2004; Müller et al., 2001; Farías-Rodríguez et al., 1998).

De manera general, el NOD es inmovilizado y mineralizado en forma de NH_4^+ como producto de desecho por los microorganismos del suelo (Montaño et al., 2007; Fan et al., 2010). De acuerdo con los datos de las parcelas con alfalfa, la concentración de NH_4^+ en el suelo, fue mayor en la estación invierno en comparación al verano. Esta acumulación de NH_4^+ en las parcelas agrícolas en la estación de invierno puede ser atribuible al desecho metabólico por la elevada inmovilización de N en la biomasa microbiana que se presentó en la estación de invierno. En sistemas agrícolas, se ha reportado que el incremento de N en biomasa microbiana puede deberse a la síntesis de osmolitos o solutos de bajo peso molecular. Los microorganismos del suelo tienden a sintetizar aminoácidos como prolina y glutamina y aminas como la glicina. Estos solutos ayudan a reducir el potencial osmótico ante condiciones de estrés hídrico para resistir las temperaturas extremas de zonas áridas (Grover et al., 2013; Boot et al., 2013). Lo anterior implica una mayor síntesis de estos osmolitos provocando un incremento en la inmovilización de N por parte de los microorganismos (Warren, 2014). Cuando existe una limitación de COD en el suelo, los microorganismos nitrificantes presentan una mayor actividad, ya que utilizan el NH_4^+ como sustrato (Shimel y Bennet., 2004), teniendo como resultado el aumento en las concentraciones de NO_3^- como producto de la nitrificación (Shlesinger, 2000; Shimel y Bennet; 2004). Este comportamiento, no se observó en la estación de invierno, aunque las concentraciones de COD y NO_3^- fueron menores en comparación al verano.

En cuanto al fósforo orgánico soluble (POD), este tiene que ser mineralizado a fósforo inorgánico soluble (PI) para que pueda ser inmovilizado por los microorganismos y absorbido por las raíces de las plantas. La mineralización del P se lleva a cabo de manera extracelular con la ayuda de enzimas como las fosfatasas, las cuales pueden ser producidas por los propios microorganismos, plantas o micorrizas (Schimel y Bennett, 2004). Sin

embargo, aunque en las parcelas agrícolas analizadas existe una entrada de nutrientes orgánicos financiada por la aplicación de fertilizantes orgánicos y por las raíces del cultivo, en invierno la concentración de POD fue baja en comparación a verano. Esto sugiere que en esta época los microorganismos, aunque exista agua disponible, pero al encontrarse limitados por COD y por temperatura, no cuentan con energía suficiente para la producción de enzimas para despolimerizar la MO y producir nuevo POD.

Adicionalmente, se observa que el PID del suelo en la época de invierno, presenta una baja concentración de esta forma, lo que nos sugiere que este elemento está limitado para plantas y microorganismos (Wandruska, 2006). Esta limitación se puede atribuir a dos factores: 1) una menor actividad de los microorganismos en esta estación, ya que se aunque tengan disponibilidad de agua pero al encontrarse limitados en COD y temperatura, los microorganismos no cuentan con energía y nutrientes para la producción de enzimas que pueden mineralizar POD (Schimel y Bennett, 2004); y 2) se ha reportado que la limitación de P en suelos, se puede presentar en sistemas agrícolas aunque a estos se les adicione P en formas inorgánicas por medio de la fertilización, ya que puede estar influenciada por los mecanismos de estabilización de este nutriente, regulado principalmente por la geoquímica del suelo (Hartley et al., 2007). Así, cuando el P es adicionado a la solución del suelo, este puede formar compuestos estables (órgano-minerales) con arcillas y cationes intercambiables como el Ca^{2+} y Mg^{2+} , (Mc Grill y Cole 1981; Tunesi et al., 1999; Bukingam et al., 2010). Por ejemplo, Perroni et al. (2014) demostraron que los suelos de este valle tienen una alta capacidad de oclusión de P en los minerales inorgánicos.

En el trabajo previo realizado por Montiel (2011) en pastizales halófilos dentro del Valle de Cuatro Ciénegas, con base en los datos del fraccionamiento de P, se menciona que sólo el 5% del PT corresponde a PO extraído en NaHCO_3 que puede ser fácilmente mineralizado por los microorganismos del suelo y almacenarlo en su biomasa. Esto debido a las condiciones adecuadas en el entorno, ya que cuentan con energía en forma de COD y agua disponible, para la producción de enzimas para despolimerizar MO, mineralizar POD y producir PID disponible para las plantas y los microorganismos (Montiel-González, 2011).

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN VERANO.

En la estación de verano, se observó la mayor concentración de COD y POD en el suelo de las parcelas de alfalfa, lo cual puede ser atribuido a que durante esta época se

presentan las mayores temperaturas y la disponibilidad de agua por el riego, lo que causa un aumento en la actividad de los microorganismos del suelo, favoreciendo el proceso de despolimerización de la MO del suelo. A pesar de que se observó una concentración mayor de COD, durante el verano, los datos de las concentraciones de NH_4^+ , nos indican que hay una menor actividad de los microorganismos heterótrofos que pueden mineralizar NOD y producir NH_4^+ como producto de desecho (Amlinger et al., 2003; Montaña et al., 2007; Fan et al., 2010). La disminución de NH_4^+ puede deberse a que este puede ser utilizado como fuente de energía por bacterias autótrofas, principalmente nitrificantes (Shlesinger, 2000; Shimel y Bennet; 2004). El uso de NH_4^+ por parte de las bacterias autótrofas en la solución del suelo explica la disminución de esta forma de N en verano.

De acuerdo a los datos de las concentraciones de NO_3^- en los suelos de las parcelas, ésta forma de nitrógeno fue tres veces mayor en verano que en invierno, lo sugiere que en la época de verano las condiciones son las adecuadas para promover la actividad de las bacterias autótrofas, y por lo cual, se ve favorecido el proceso de nitrificación. Este tipo de comportamiento tiene implicaciones importantes dentro del sistema, ya que, el NO_3^- puede ser lixiviado por el riego, o desnitrificarse en forma de N_2 perdiéndose así del sistema, lo cual puede ocasionar una mayor demanda de N por parte del cultivo, aumentando la dosis de aplicación de fertilizantes nitrogenados ocasionando una mayor dependencia de los insumos químicos.

En cuanto a las concentraciones de PID en el suelo de las parcelas con alfalfa, en la época de verano fueron bajas, a pesar de que hay una mayor concentración de POD y los microorganismos del suelo cuentan con agua, nutrientes y energía disponible para la producción de enzimas encargadas de la mineralización del POD (Schimel y Bennett, 2004). Por lo tanto, los datos sugieren que en ambas estaciones (invierno y verano), el suelo de las parcelas con alfalfa se encuentra limitado de P. Lo cual en estos suelos al encontrarse limitados de P, se promueve la rápida utilización de PI debido a una elevada demanda de este nutriente por parte de los microorganismos del suelo y del cultivo.

MODELO HIPOTÉTICO DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES.

En la figura 1 se presenta un modelo hipotético propuesto para describir la dinámica estacional (invierno y verano) de la transformación de los nutrientes en suelo de las parcelas con cultivos de alfalfa del Valle de Cuatro Ciénegas. En dicho modelo se observa que en

ambas estaciones existe el aporte y financiamiento de nutrientes C, N y P vía fertilización química y orgánica, así como el retiro de la biomasa aérea como cosecha. Se observa durante la estación de invierno (Fig. 5 A) que el NOD que se encuentra en mayor cantidad, así como la inmovilización de N en biomasa microbiana en comparación a verano (Fig. 5 B). Esto promueve una mayor mineralización de N y por tanto incremento de NH_4^+ , generando una mayor actividad de microorganismos heterótrofos. En cambio, durante verano el aumento del COD favorece el proceso de inmovilización de C en la biomasa microbiana, pero la menor concentración de NOD favorece la actividad de microorganismos autótrofos con el proceso de nitrificación, reduciendo así la concentración de NH_4^+ y aumentando la disponibilidad de NO_3^- . De manera general en ambas estaciones (invierno y verano), el P en forma inorgánica es un nutriente limitante por lo cual se identifica a este nutriente como el principal limitante para la producción de biomasa en los cultivos de alfalfa en este sistema agrícola.

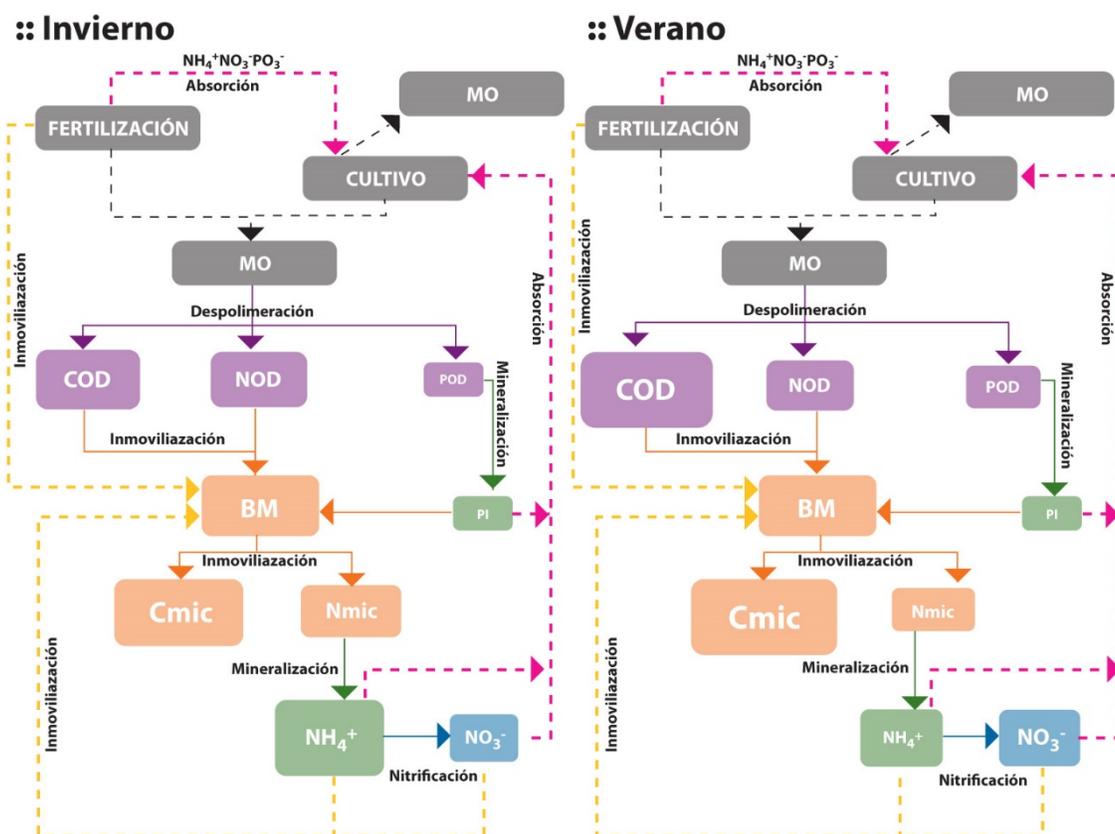


Figura 5. Modelo hipotético de la dinámica de nutrientes en la estación de invierno (A) y en la estación de verano (B).

CONCLUSIONES

- La biomasa área en ambas parcelas no presentó diferencias en cuanto a la concentración de nutrientes, debido a que ambas se encuentran bajo el mismo tipo de manejo agrícola y variedad de alfalfa.
- Existe un incremento de COT en el suelo de las parcelas analizadas en comparación a los suelos de pastizales halófilos.
- La estacionalidad tuvo un efecto significativo sobre las concentraciones de nutrientes en los suelos de las parcelas de alfalfa.
- Las concentraciones de COD y NOD son menores en invierno que en verano debido a las bajas temperaturas ocasionan que la actividad de los microorganismos se reduzca.
- El NH_4^+ en el suelo, fue mayor en la estación invierno en comparación al verano atribuible a la inmovilización de N en la biomasa microbiana.
- En verano se tiene un aumento de COD favoreciendo el proceso de inmovilización de C en biomasa microbiana.
- El NO_3^- fue mayor en la estación de verano favoreciendo el proceso de nitrificación.
- En la estación de invierno el POD es menor que en verano, atribuible a que los microorganismos no cuenta con energía suficiente para despolimerizar formas orgánicas de la MO.
- El PID en ambas estaciones es un nutriente limitante.

BIBLIOGRAFIA

- Acosta-Martínez V., R. Lascano, F. Calderón, J. Booker, T. Zobeck y D. Upchurch. 2011. **Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid Sandy soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 47: 655-667.
- Adesemoye A. y J. W. Kloepper. 2009. **Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency.** *Applied Microbiology and Biotechnology*. 85: 1-12.
- Ai C., G. Liang, J. Sun, X. Wang y W. Zhou. 2012. **Responses of extracellular enzyme activities and microbial community in both the rhizosphere and bulk soil to long-term fertilization practices in a fluvo-aquic soil.** *Geoderma*. 173-174: 330-338.
- Bardgett R. 2005. **The biology of Soil. A community and ecosystem approach.** Oxford University. New York. 241 pp.
- Bakshi M. y A. Varma 2011. Chapter 1. **Soil Enzyme: The State-of-Art.** En Shukla G. y Varma A. 2011. **Soil Enzymology.** Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 384 pp.
- Bastida F., E. Kandeler, T. Hernández y C. García. 2008. **Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial abundance and humus-associated enzyme activities under semiarid conditions.** *Microbial Ecology*. 55: 651-661.
- Belay A., A. Claassens y F. Wehner. 2002. **Effect of direct nitrogen and potassium and residual phosphorus fertilizer on soil chemical properties, microbial components and maize yield under long-term crop rotation.** *Biology and Fertility of Soils*. 35: 420-427.
- Bremner J. 1996. **Nitrogen-Total.** En: Spark D., A. Page, M. Summer, M. Tabatabaia y P. Helmke. **Methods of soil analyses Part 3: Chemical Analyses.** Soil Science Society of American. Madison, WI. 10085-1121 pp.
- Boot C., S. Schaeffer y J. Schimel. 2013. **Static osmolyte concentrations in microbial biomass during seasonal drought in California grassland.** *Soil Biology and Biochemistry*. 57: 356-361.
- Bowles T., V. Acosta-Martínez, F. Calderón y L. Jackson. 2014. **Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape.** *Soil Biology and Biochemistry*. 68:252-262.
- Bowman A., W. Smith y J. Brockwell. 2004. **Forecasting Lucerne productivity under dryland farming conditions in central-western and western New South Wales.** *Soil Biology and Biochemistry*. 36: 1253-1260.
- Brookes P., D. Powlson y D. Jenkinson. 1984. **Phosphorus in the soil microbial biomass.** *Soil Biology and Biochemistry*. 16 (2): 169-175.
- Buckingham S., J. Neff, B. Titiz-Matbach y R. Reynolds. 2010. **Chemical and textural control on phosphorus mobility in drylands of southeastern Utah.** *Biogeochemistry*. 100: 105-120.

- Buckley D. y T. M. Schmidt. 2001. **The structure of microbial communities in soil and the lasting impact of cultivation.** *Microbial Ecology*. (42): 11-21.
- Carrillo Y., C. Jordan, K. Jacobsen, K. Mitchell y P. Raber. 2011. **Shoot pruning of a hedgerow perennial legume alters the availability and temporal dynamics of root-derived nitrogen in a subtropical setting.** *Plan and Soil*. 345: 59-68.
- Chantigny M. H. 2003. **Dissolved and waste-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices.** *Geoderma*. 113: 357-380.
- Chantigny M., D. Angers y P. Rochette. 2002. **Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 34: 509-517.
- Chu H., X. Lin, T. Fujii, S. Morimoto, K. Yagi, J. Hu y J. Zhang. 2007. **Soil microbial biomass dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management.** *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 2971-2976.
- Conant R., J. Six y K. Paustian. 2003. **Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I Management-intensive versus extensive grazing.** *Biology and Fertility of Soils*. 38: 386-392.
- CONAP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2007. **Programa de Desarrollo Regional Sustentable. Estudio sobre el Cambio de Uso de Suelo en el Valle de Cuatro Ciénagas Periodo 2002-2006.** Mesomaya Asociación Civil. 55 pp.
- Cookson W., M. Osman, P. Marschener, D. Abaye, I. Clark, D. Murphy, E. Stockdale y C. Watson 2007. **Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature.** *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 744-756.
- Diacono M. y F. Montemurro. 2010. **Log-term effects of organic amendments on soil fertility. A Review.** *Agronomy for Sustainable Development*. 30: 401-422.
- Dinesh R., S. Chaudhuri, T. Sheeja y K. Shiva. 2009. **Soil microbial activity and biomass is stimulated by leguminous cover crops.** *Journal Plant Nutrient Soil Science*. 172: 288-296.
- Divito G., H. Sainz, H. Echeverría, G. Studdert y N. Wyngaard. 2011. **Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage.** *Soil and Tillage Research*. 114: 117-126.
- Dungaint J., Hopkins D., A. Gregory y A. Whitmore. 2012. **Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance.** *Global Change Biology*. 18: 1781-1796.
- Eghball B. 2004. **Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties.** *Agronomy Journal*. 96: 442-447.
- Esperschütz J., A. Gättinger, P. Mäder, M. Schloter y FlieBbach A. 2006. **Responses of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems**

- under identical crop rotation. *FEMS Microbiology Ecology*. 61: 26-37.
- Eudufzai M., S. Deb, T. Maeda y K. Fujii. 2013. **Mass loss and C and N release from decomposing fresh and composted residues as affected by cold climate conditions.** *Environment and Natural Resources Research*. 3 (2): 116-127.
- Fan J., M. Hao y S. Malhi. 2010. **Accumulation of Nitrate-N in the soil profile and its implications for the environment under dryland agriculture in northern China: A review.** *Canadian Journal Of Soil Science*. 90 (3): 429-440.
- García-Oliva F., B. Sveshtarova y M. Oliva 2003. **Seasonal effects on soil organic carbon dynamics in tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico.** *Journal Of Tropical Ecology*. 19: 179-188.
- Ge T., S. Nie, J. Wu, J. Shen, H. Xiao, Ch. Tong, D. Huang, Y. Hong y K. Iwasaki. 2011. **Chemical properties, microbial biomass, and activity differ between soil of organic and conventional horticultural systems in greenhouse and open field management: a case study.** *Journal Soils Sediments*. 11: 25-36.
- Gliessman S. 2002. **Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible.** Ed. Turrialba. Costa Rica. 359 pp.
- Godoy C., A. Pérez, C. Torres, L. Hermosillo y I. Reyes. 2003. **Uso de agua, producción de forraje y relaciones hídricas en alfalfa con riego por goteo subsuperficial.** *Agrociencia*. Marzo-Abril. Vol.37. No. 002: 107-115.
- González-Ruiz T., V. Jaramillo, J. Peña y A. Flores. 2008. **Nodulation dynamics and nodule activity in leguminous tree species of Mexican tropical dry forest.** Short Communication. *Journal of Tropical Ecology*. 24: 107-110.
- Haite K., A. Swarup, A. Dwivedi, A. Misra y K. Bandyopadhyay. 2007. **Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring.** *Agriculture Ecosystems and Environment*. 119: 127-134.
- Heitkamp F., J. Raupp y B. Ludwig. 2009. **Impact of fertilizer type and rate on carbon and nitrogen pools in a sandy Cambisol.** *Plant and Soil*. 319: 259-275.
- Hernández-Becerra N. 2014. **Dinámica de C, N y P y composición de la comunidad bacteriana del suelo de un gradiente de manejo agrícola en el Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.** Tesis de Licenciatura. UNAM. 73 pp.
- Hill P., M. Farrell y D. Jones. 2012. **Bigger may be better in soil N cycling: Does rapid acquisition of small L-peptides by soil microbes dominate fluxes of protein-derived N in soil?** *Soil Biology and Biochemistry*. 48: 106-112.

- Huang M., T. Liang, Z. Yang, L. Wang, C. Zhang y C. Zhou. **Leaching losses of nitrate nitrogen and dissolved organic nitrogen from a yearly two crop system, wheat-maize, under monsoon situations.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 91: 77-89.
- Huffman E., 1977. **Performance of a new automatic carbon dioxide coilometer.** *Microchemical Journal*. 22(4): 567-573.
- Jacinthe P., M. Shukla y Y. Ikemura. 2011. **Carbon pools and soil biochemical properties in manure based organic farming systems of semi-arid New Mexico.** *Soil Use and Management*. 27: 453-463.
- Jan M., P. Roberts, S. Tonheim y D. Jones. 2009. **Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 41: 2272-2282.
- Jangid K., M. Williams, A. Franzluebbers, J. Sanderlin, J. Reeves, M. Jenkins, D. Endale, D. Coleman y W. Whitman. 2008. **Relative impacts of land-use. Management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems.** *Soils Biology and Biochemistry*. 40:2843-2853.
- Jones D., D. Shannon, D. Murphy y J. Farrar. 2004. **Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 36. 749-756.
- Jones D. y V. B. Willett 2006. **Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil.** *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 991-999.
- Joergensen R. y T. Mueller 1996. **The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEN value.** *Soil Biology and Biochemistry*. 28: 33-37.
- Kaur J., O. Choudhary, B. Singh. 2008. **Microbial biomass carbon and some soil properties as influenced by long-term sodic-water irrigation, gypsum, and organic amendments.** *Australian Journal of Soil Research*. 46: 141-151.
- Kaur T., B. Brar y N. Dhillon. 2008. **Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize-wheat cropping system.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 81:59-69.
- Kemmitt S., D. Wright, K. Goulding y D. Jones. 2006. **pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 898-911.
- Kennedy, A., T. Stubbs y W. Schillinger. 2004. **Soil and crop management effects on soil microbiology.** In: Magdoff, F. y R. Weil (Eds). 2004. **Soil organic matter in sustainable agriculture.** CRC Press. pp: 295-326.
- Knops M., y D. Tilman. 2000. **Dynamics of soils nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment.** *Ecology*. 81 (1): 88-98.

- Lazcano C., M. Gómez-Brandón, P. Revilla y J. Domínguez. 2013. **Short-term effects of organic and inorganic fertilizers on soil microbial community structure and function.** *Biology and Fertility of Soils*. 49: 723-733.
- Li X., Y. Li, F. Li, Q. Ma, P. Zhang y P. Yin. 2009. **Changes in soil organic carbon, nutrients and aggregation after conversion of native desert soil into irrigated arable land.** *Soil and Tillage Research*. 104: 263-269.
- Lienhard P., F. Tivet, A. Chabanne, S. Dequiedt, M. Lelièvre, S. Sayphoummie, B. Leudphane, N. Prévost-Bouré, L. Séguy, P. Maron y L. Ranjard. 2013. **No-till and cover crops shift soil microbial abundance and diversity in Laos tropical grasslands.** *Agronomy for Sustainable Development*. 33: 375-384.
- Liu Y., G. Shi, L. Mao, G. Cheng, S. Jiang, X. Ma, L. An, G. Du, N. Johnson, H. Feng. 2012. **Direct And indirect influences of 8 yr of nitrogen and phosphorus fertilization on Glomeromycota in alpine meadow ecosystem.** *New Phytology*. 194: 523-535.
- Lombi E., K. Scheckel, R. Armstrong, S. Forrester, J. Cutler y D. Paterson. 2006. **Speciation and distribution of phosphorus in a fertilized soil: A Synchrotron-Based investigation.** *Soil Science Society of America Journal*. 70: 2038-2048.
- Luo Z., E. Wang y O. Sun. 2010. **Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis.** *Geoderma*. 155 211-223.
- Mandal A., A. Patra, D. Singh, A. Swarup y E. Masto. 2007. **Effect of long-term application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages.** *Bioresource Technology*. 98: 3585-3592.
- Marschner P., E. Kandeler y B. Marschner. 2003. **Structure and function of the soil microbial community in a log- term fertilizer experiment.** *Soil Biology and Biochemistry*. 35: 453-461.
- McGill W. y Cole C. 1981. **Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter.** *Geoderma*. 26: 267-286.
- Mendoza S., A. Hernández, J. Pérez, A. Quero, A. Escalante, J. Zaragoza y R. Ramírez. 2010. **Respuesta productiva de la alfalfa a diferentes frecuencias de corte.** *Revista Mexicana de Ciencia Pecuaria*. 1 (3): 287-296.
- Montaño N., F. García-Oliva y V. Jaramillo. 2007. **Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest.** *Plant and Soil*. 295: 265-277.
- Montaño N. M. 2008. **Efecto del carbono orgánico sobre la disponibilidad de fósforo y nitrógeno en el suelo de un ecosistema tropical estacional mexicano.** Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F. 128 pp.

- Montiel C. 2011. **Dinámica de C, N y P en suelos calcáreos en el valle de Cuatro Ciéneas de Carranza Coahuila.** Tesis de Maestría. UNAM. 62 pp.
- Murphy J. y J. Riley. 1962. **A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters.** *Analytica Chemical Acta.* 27:31-36
- Pardo G., J. Cavero, J. Aibar y C. Zaragoza. 2009. **Nutrient evolution in soil and cereal yield under different fertilization type in dryland.** *Nutrient Cycling Agroecosystems.* 84: 267-279.
- Peacock A., M. Mullen, D. Ringelberg, D. Tyler, D. Hedrick, P. Gale y D. White. 2011. **Soil microbial community response to dairy manure or ammonium nitrate applications.** *Soil Biology and Biochemistry.* 33: 1011-1019.
- Perroni Y., F. García-Oliva y V. Souza. 2014. **Plant species identity and soil P forms in an oligotrophic grassland-desert scrub system.** *Journal of Arid Environments.* 108: 29-37.
- Plaster E. 1999. **La ciencia del suelo y su manejo.** Thomson Ed. Paraninfo. Madrid, España. 419 pp.
- Raiesi F. 2004. **Soil properties and N application effects on microbial activities in two winter wheat cropping systems.** *Biology and Fertility of Soils.* 40: 88-92.
- Robertson P., D. Coleman, C. Bledsoe y P. Sollins 1999. **Standard soil methods for long-term ecological research (LTER).** University Press, Oxford, New York. 285-271 pp.
- Saha S., V. Prakash, S. Kundu, N. Kumar y B. Mina. 2008. **Soil enzymatic activity as affected by long term application of farm yard manure and mineral fertilizer under a rainfed soybean-wheat system in N-W Himalaya.** *European Journal of Soil Biology.* 44: 309-315.
- Sainju U. M. y A. Lessen 2011. **Dryland soil carbon dynamics under alfalfa and durum-forage cropping sequences.** *Soil and Tillage Research.* 113: 30-37.
- Sainju U. M. y A. W. Lenssen. 2011. **Soil Nitrogen Dynamics under Dryland Alfalfa and Durum-Forage Cropping Sequences.** *Soil and Water Management and Conservation.* March-April. 75 (2): 669-677.
- Sainju U., Z. Senwo, E. Nyakatawa, I. Tazisong y K. Chandra. 2008. **Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage cropping systems, and nitrogen fertilizer sources.** *Agriculture, ecosystems and Environment.* 127: 234-240.
- Salinas-García J., F. Hons, J.Matocha y D. Zuber. 1997. **Soil carbon and nitrogen dynamics as affected by long-term tillage and nitrogen fertilization.** *Biology and Fertility of Soils.* 25: 182-188.
- Scheer C., R. Wassmann, K. Butterbach-Bahl, J. Lamers y C. Martius. 2009. **The relationship between N₂O, NO and N₂ fluxes from fertilized and irrigated dryland soils of the Aral Sea Basin, Uzbekistan.** *Plant and Soil.* 314: 273-283.
- Schimel J. P. y J. Bennet 2004. **Nitrogen Mineralization: Challenges of a changing paradigm.** *Ecology.* 85 (3): 591-602.

Schlesinger J. 2000. **Biogeoquímica, un análisis global**. Editorial Ariel S.A. Barcelona, España. 576 pp.

Tian J., M. Fan, J. Guo, P. Marschner, X. Li y Y. Kuzyakov. 2012. **Effects of land use intensity on dissolved organic carbon properties and microbial community structure**. *European journal of Soil Biology*. 52: 67-72.

Tiessen H. y J. Moir. 1993. Chapter 10. **Characterization of available P by sequential extraction**. In **Soil Sampling and methods of Analysis**. Carter M. (Ed). Canadian Society of Soil Science. 75-86 pp.

Trasar-Cepeda C., M. Leirós y F. Sotres. 2008. **Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use indicators of soil quality**. *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 2146-2155.

Tunesi S., V. Poggi y C. Gessa. 1999. **Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 53: 219-227.

Tunesi S., V. Poggi y C. Gessa. 1999. **Phosphate Adsorption and Precipitation in calcareous soils: role of calcium ions in solution and carbonate minerals**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 53: 219-227.

Vance E., A. Brookes, y D. Jenkinson. 1987. **An Extraction method for measuring soil microbial biomass C**. *Soil Biology and Biochemistry*. 19: 703-707.

Vázquez-Vázquez C., L. García-Hernández, E. Salazar-Sosa, B. Murillo-Amador, I. Orona-Castillo, R. Zúñiga-Tarango, E. Rueda-Puente y P. Preciado-Rangel. 2010. **Rendimiento y valor nutritivo de forraje de alfalfa (*Medicago sativa* L.) con diferentes dosis de estiércol bovino**. *Revista Mexicana de Ciencia Pecuaria*. 1 (4): 363-372.

Von Ende C. 1993. **Repeated measures analysis: growth and other time-dependent measures**. In: Scheines S., Gurevitch J. **Design and analysis of ecological experiments**. Chapman and Hall, New York. USA. 113-137 pp.

Wandruszka R. V. 2006. **Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility**. *Geochemical Transactions*. 7(6): 1-8.

Wang X., Y. Jia, Li X., Long R., Ma Q., Li. F. y Song Y. 2009. Effects of land use on soil total and light fraction organic, and microbial biomass C and N in a semi-arid ecosystem of northwest China. *Geoderma*. 153: 285-290.

Williams A., G. Börjesson y K. Hedlund. 2013. **The effect of 55 years of different inorganic fertilizer regimes on soil properties and microbial community composition**. *Soil Biology and Biochemistry*. 67: 41-16.

Wu T., J. Schoenau, F. Li, P. Qian, S. Malhi, Y. Shi y F. Xu. 2004. **Influence of cultivation and fertilization on total organic carbon and carbon fractions in soils from the Loess Plateau of China.** *Soil and Tillage Research*. 77: 59-68.

Yu W., M. Bi, Y. Xu, H. Zhou, Q. Ma, y C. Jiang. 2013. **Microbial biomass and community composition in a Luvisol soil as influenced by long-term land use and fertilization.** *Catena*. 107: 89-95.

Zhao W., H. Xiao, Z. Liu y J. Li. 2005. **Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area Northern China.** *Catena*. 59: 173-186.

Zhengchao Z., G. Zhuoting, S. Zhuping y Z. Fuping. 2013. **Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil organic carbon and total nitrogen in semi-arid cropland.** *European Journal of Agronomy*. 45: 20-26.

Zhong W., T. Gu, W. Wang, B. Zhang, X. Lin, Q. Huang y W. Shen. 2010. **The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity.** *Plant and Soil*. 326: 511-522.

IX. CAPITULO III.

Capacidad metabólica de la comunidad microbiana del suelo en parcelas con cultivo de alfalfa y recién abandonada dentro del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila.**RESUMEN**

Las inadecuadas prácticas manejo agrícola modifican negativamente la dinámica de los nutrientes del suelo, lo cual puede ocasionar la degradación y abandono de los suelos por la pérdida de fertilidad. Las propiedades biológicas del suelo, tales como la actividad de los microorganismos, son consideradas como indicadores de la calidad suelos agrícolas, debido a que responden rápidamente a los cambios ocasionados por las prácticas de manejo. En el presente capítulo se caracterizó la capacidad metabólica de la comunidad microbiana del suelo en parcelas de alfalfa en el Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Se seleccionaron dos parcelas con cultivo de alfalfa con dos tipos de manejo, a) Parcela con cultivo de alfalfa y b) parcela con un periodo de seis meses de abandono. A las muestras colectadas se les determinó la concentración de C, N y P totales, formas potencialmente solubles, disponibles y en la biomasa microbiana. Así también, se determinó el potencial catabólico (BIOLOG EcoPlate) y la actividad de exoenzimas. El suelo de la parcela abandonada presentó menor concentración de P total, mayor concentración de COD y NH_4^+ soluble, menor concentración de Nmic, así como menor actividad enzimática de β -glucosidasa y polifenol oxidasa. Los datos anteriores sugieren que conforme aumenta la presencia de formas fácilmente asimilables de C, los microorganismos del suelo invierten menos energía en la síntesis de exoenzimas para buscar estos recursos, situación similar en cuanto a la inmovilización de N en la biomasa microbiana al incrementarse la disponibilidad de NH_4^+ soluble.

Palabras clave: Suelo, Biogeoquímica, Actividad Enzimática, Biomasa Microbiana, *Medicago sativa*.

ABSTRACT

Inadequate agricultural management practices alter negatively the dynamics of soil nutrients, this can drive degradation and abandonment of land by the loss of fertility. The biological properties of the soil, as the activity of microorganisms, are considered how indicators of agricultural soils quality, because they respond quickly to changes caused by management practices. In this chapter, the metabolic capacity of the soil microbial community in fields of alfalfa in the valley of Cuatro Ciénegas, Coahuila was characterized in two plots with alfalfa under two types of management, a) a plot with alfalfa and b) a plot with six months' abandonment were selected. In the collected soil samples were determined the concentration of C, N and total P, potentially soluble, available and microbial biomass forms. Also, the catabolic potential (BIOLOGY EcoPlate) and exo-enzymes activity was determined. The soil of the abandoned plot showed a lower concentration of total P, greater concentration of soluble COD and NH_4^+ , lower concentration of NMIC and lower enzyme β -glucosidase activity and polyphenol oxidase. The data suggest that by the presence of easily available forms of C, soil microorganisms invest less energy in synthesis exoenzymes to acquire these resources, similar situation regarding immobilizing N in the microbial biomass with increasing availability NH_4^+ soluble.

Palabras clave: Soil, Biogeochemistry, Enzyme activity, microbial biomass, *Medicago sativa*.

INTRODUCCIÓN

La práctica de la agricultura en zonas áridas se caracteriza por una alta demanda de insumos (fertilizantes y agua para riego) con la finalidad de suplir la baja disponibilidad de agua y nutrientes que caracteriza a los ecosistemas áridos y semiáridos del planeta (Nautiyal et al., 200; Acosta-Martínez et al., 2011). Sin embargo, para obtener un mayor rendimiento y producción de los cultivos en sistemas agrícolas áridos, se han tenido que implementar prácticas de manejo intensivas como el arado mecanizado, siembra de monocultivos perenes que requieren altas cantidades agua, así mismo el uso de grandes cantidades de fertilizantes y plaguicidas o herbicidas, lo que ha resultado en la modificación en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Jangid et al., 2008; Dinesh et al., 2012; Ding et al., 2013; Navarro-Noya et al., 2013).

La modificación de las propiedades del suelo por la implementación de prácticas intensivas de manejo puede derivar en procesos de degradación como la salinización y la reducción de la fertilidad del suelo, lo cual puede promover el abandono de los suelos de parcelas agrícolas (Zhao et al., 2005; Zornoza et al., 2009; Cañadas, 2008; Raiesi, 2012; Singh, 2015). Este abandono se ve también afectado por la falta de recursos económicos para realizar una adecuada rehabilitación de estos (Tabeni et al., 2016). Las propiedades biológicas, como la actividad de los microorganismos de suelo, ha sido consideradas como indicadores de la calidad de suelos en sistemas agrícolas. Esto debido a que los microorganismos responden rápidamente a los cambios ocasionados por las prácticas de manejo agrícola (Zornoza, 2009; Jian et al., 2010; Das y Varma, 2011). Estas prácticas alteran la diversidad de comunidades microbianas y afectan tanto la actividad, como el metabolismo de los microorganismos del suelo (Agele et al., 2005; Acosta- Martínez et al., 2008; González-Chávez et al., 2009; Bowles et al., 2013).

Los microorganismos del suelo juegan un rol importante dentro de los ciclos biogeoquímicos (Hueso et al., 2011; Walleniues et al., 2011, Zhao et al., 2016), ya que intervienen de forma directa en procesos tales como la descomposición de la Materia Orgánica del Suelo (MOS), así como en el almacenamiento y la liberación de nutrientes en los suelos (Schimel y Bennett, 2004; Falkowsky et al., 2008; German et al., 2011; Sun et al., 2015); además de manera indirecta contribuyen a la agregación y aireación de suelo e

infiltración del agua (Bakshi y Varma, 2011).

La actividad metabólica de los microorganismos está conformada por reacciones anabólicas que participan en la construcción de biomasa y síntesis de moléculas; y reacciones catabólicas que tienen que ver con la degradación de compuestos orgánicos para obtención de nutrientes y energía (Fenchel et al., 2012). Para que las poblaciones de microorganismos puedan incrementar su tamaño (crecimiento) y reproducirse (replicación) requieren de energía y una gran variedad de nutrientes del ambiente (Fenchel et al., 2012). Para obtener estos nutrientes y conseguir a porte de energía los microorganismos llevan a cabo reacciones catabólicas (Dick, 1992), mediadas por la acción de enzimas extracelulares para la despolimerización de las moléculas orgánicas del suelo (Štursová y Baldrian, 2011).

Los microorganismos han desarrollado la maquinaria necesaria para adquirir nutrientes y sintetizar moléculas estructurales necesarias para su metabolismo (Morris y Blackwood, 2007), acoplando su fisiología a la composición química de la MOS presente en el suelo, así como a las condiciones químicas y físicas en dicho ambiente (Kaur et al., 2008). En la descomposición de la MOS están involucrados una diversidad de especies de microorganismos pertenecientes a diferentes taxa, los cuales irán cambiando a lo largo del proceso de descomposición, ya que se presentará una secuencia de degradación y modificación de sustratos específicos, los que dependerá de la cantidad y calidad de los residuos orgánicos presentes en el suelo al inicio de la descomposición (Horwath, 2007; Diacono & Montemurro, 2010; Piotrowska y Wilczewski, 2012). Por lo anterior, existe una estrecha relación entre el tipo de molécula de la MOS, la comunidad microbiana y el tipo de enzima que es utilizada para la degradación de los sustratos (Kandeler et al., 2004).

La actividad enzimática de los microorganismos relacionada con la descomposición de la MOS se basa en la secreción de enzimas al suelo (exoenzimas). Las exoenzimas presentes en el suelo pueden ser clasificados en dos tipos: a) *Hidrolíticas*: asociadas a la despolimerización de las moléculas orgánicas como polisacáridos dentro de las que se encuentran, celulosa, hemicelulosa; aunque también degradan moléculas nitrogenadas como la quitina, ácidos nucleicos y fosfolípidos, degradándolas a productos más sencillos como monosacáridos, oligopéptidos y aminoácidos. Además, se encargan de la mineralización de compuestos orgánicos ricos en fósforo (P) para producir fósforo inorgánico (PI), el cual será utilizado por los microorganismos y las plantas (German et al., 2011; Tian et al., 2010, Bakshi

y Varma, 2011); y las b) *Oxidoreductasas*: están involucradas directamente en la despolimerización de compuestos orgánicos recalcitrantes como la lignina, los polifenoles y otros compuestos aromáticos (Bünemann, 2008; Bakshi y Varma, 2011). La regulación de su actividad enzimática depende de varios factores, tales como la disponibilidad del sustrato, el pH y las características físicas del suelo, como la temperatura, el tamaño de los agregados, la textura y su humedad (Kemmitt et al., 2006; Bakshi y Varma, 2011; Ge et al., 2011; Bowles et al. 2013).

Existen diferentes tipos de enzimas que han sido empleadas y consideradas como indicadores de calidad de suelo en zonas agrícolas y relacionadas con la disponibilidad de nutrientes, entre las que destacan las amilasas, arisulfatasas, celulasas, β -glucosidasas, polifenoloxidasas, quitinasas, deshidrogenasas, proteasas, ureasas y fosfatasas, (Makoi y Ndakidemi, 2008; Bakshi y Varma, 2011). Sin embargo, cada una de estas actividades puede tener un comportamiento muy variable, ya que, en cada región, cultivo o incluso parcela tienen están bajo la influencia de distintos tipos de manejo, incluidos aspectos como el tiempo de abandono y las condiciones ambientales del sitio (p.e. clima y tipo de suelo). Aunado a las características ambientales, los recursos financieros con los que cuente cada agricultor puede ser un factor importante para definir las condiciones de cada una de las parcelas, de acuerdo a la adición de fertilizantes y plaguicidas, inamica de riego, manejo de residuos, etc. (Acosta-Martínez y Tabatabai, 2000; Acosta-Martínez et al., 2011; Wallenius et al., 2011). Por lo tanto, la evaluación de la actividad enzimática del suelo permite entender el efecto que causan los diversos tipos de prácticas de manejo sobre la comunidad microbiana y su relación con la transformación y mantenimiento de los nutrientes del suelo, la fertilidad del sitio y principalmente, sobre la productividad del cultivo.

Asimismo, ha sido de creciente interés el estudio el efecto que ocasiona el continuo cambio de las condiciones ambientales derivado de los tipos de prácticas agrícolas incluyendo el abandono de cultivos, sobre la capacidad de los microorganismos para utilizar los compuestos orgánicos provenientes de la MOS, propia del sitio o adicionada por medio de la fertilización a través de abonos o compostas (Sherestha et al., 2011; Sun et al., 2011). Uno de los métodos empleados para analizar cómo los microorganismos del suelo hacen uso preferencial de ciertos sustratos es el BIOLOG^{MR}. Este método se basa en determinar el potencial que presentan los microorganismos para utilizar diferentes sustratos como fuentes

de C, N y P (Garland y Mills, 1991; Preston-Mafhan, et al., 2002; Chakraborty et al., 2011; Das y Varma, 2011). Esta técnica se enfoca en el análisis de la comunidad heterotrófica del suelo, su estructura, composición y su capacidad para la utilización de los compuestos orgánico presentes en la MOS y las transformaciones que pueden ser afectadas por las prácticas de manejo como el régimen de fertilización, riego, arado y tipo de cultivo (Govaerts, et al, 2007, Liu et al., 2013).

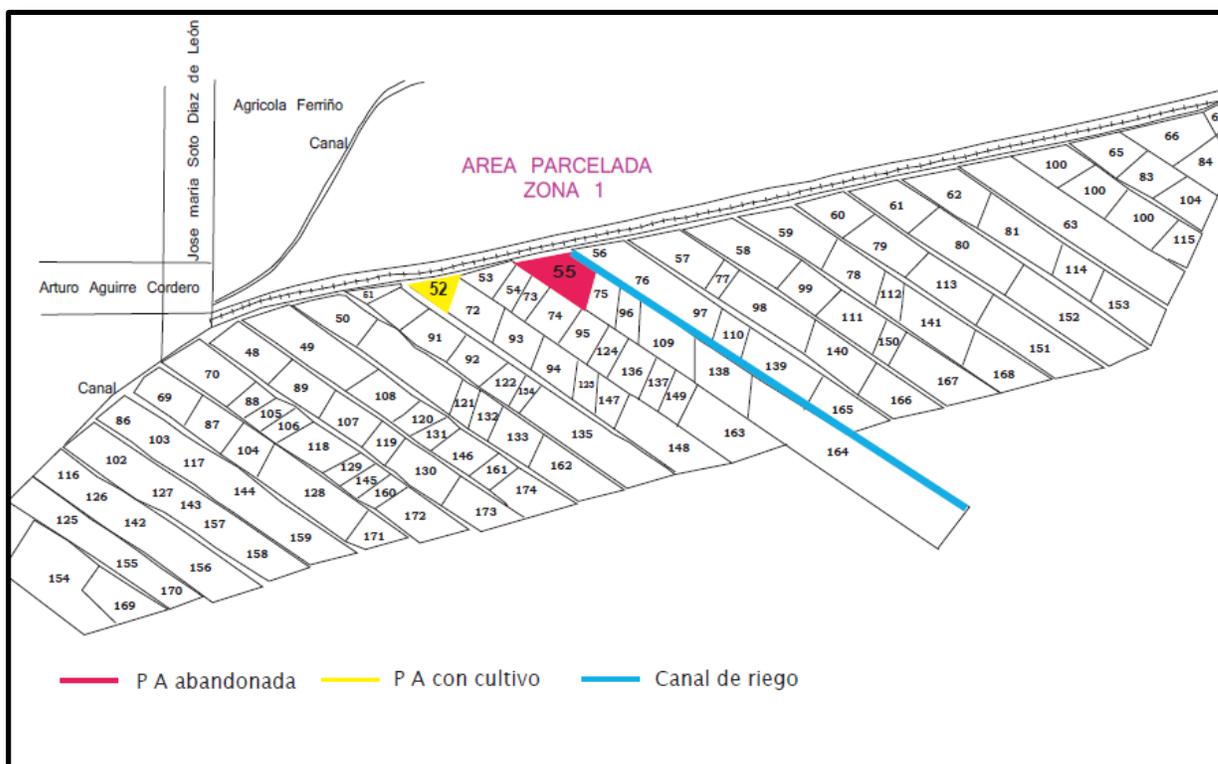
En este sentido, es necesario conocer de manera integral la dinámica de nutrientes del suelo, la actividad enzimática y la posible utilización de ciertos sustratos presentes en la MOS por parte de los microorganismos. Esto nos permitirán entender con mayor claridad, como son los procesos de transformación de nutrientes (C, N y P), su relación con los microorganismos de suelo y como se ven afectados por el tipo de prácticas agrícolas. El presente estudio es la aplicación de estos análisis a suelos agrícolas en el ejido de Cuatro Ciénegas, Coahuila, lo que permitirá sentar las bases técnicas que permitan diseñar propuestas de manejo más adecuadas para estos sistemas.

MATERIALES Y METODOS

MUESTREO DE SUELO

Para cumplir con el objetivo de éste capítulo se realizó un muestreo en septiembre del 2011 (verano-lluvias), para el cual se seleccionaron dos parcelas. La primera parcela abandonada se dejó de cultivar un año tres meses antes del muestreo, siendo la parcela en la cual no se tuvo la aplicación de enmienda agrícola (antes PA1). Así mismo, se seleccionó una nueva parcela activa con cultivo de alfalfa (Parcela con cultivo). La ubicación de ambas parcelas seleccionadas para este muestreo se presenta en la figura 1.

Figura 1. Ubicación de las parcelas agrícolas muestreadas en febrero del 2011.



La parcela con cultivo ha estado sometida a un manejo continuo de aproximadamente 12 años, de los cuales a partir del 2008 se ha dedicado a la siembra de alfalfa (*Medicago sativa* L.) variedad Cuf-101. El tipo de riego empleado es por inundación con base a la dirección de la pendiente una vez al mes. La aplicación de fertilizantes en ambas parcelas es una vez al mes con el riego de las parcelas. Los tipos de fertilizantes utilizados se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Características de manejo de las parcelas analizadas para el muestreo de verano 2011.

Características	Parcela Abandonada	Parcela con cultivo
Dueño	Oscar Sánchez	Javier
No. de Parcela	55	52 (1992)
Extensión	52691.173m ²	27610.8 m ²
Cultivo (variedad)	Cuf 101	Alta verde
Antigüedad del cultivo	3 años	3 años
Frecuencia de riego	Una vez al mes	Una vez al mes
Cantidad de riego	20-25 cm laminares	15-20 cm laminares
m³ (20 laminares)	10538	5522
L/Ha (20 laminares)	10,538,234	55,160
Frecuencia de cortes	Una vez al mes	Una vez al mes
No. de pacas	60-70	170
Precio por paca	40-50	55
Malezas	Cuscuta	Cuscuta
Enmiendas agrícolas	Ninguna	Ninguna
Fertilizantes	Biophos 25 P y N, Nitramin 25 N, Agrofulviko 25 y Urefol AAA N.	Fosfatados y nitrogenados Foliares y Granulados.
Periodo y cantidad de aplicación de fertilizantes	Una vez al mes con el riego.	Una vez al mes con el riego.

Se llevó a cabo un muestro al azar estratificado, a lo largo de la parcela se delimitaron bandas de 16 m cada una dentro de las cuales se trazó un transecto al azar en dirección Este-Oeste a lo largo de la parcela (Fig. 2). Se obtuvieron muestras de suelo en la parte central entre cada melga con barrena tipo holandesa de 5 y 7.5 cm de diámetro y de los primeros 10 cm de profundidad del suelo, en este caso se tomaron seis muestras por transecto. Al finalizar la obtención de muestras, se procedió a homogeneizarlas y así obtener una muestra compuesta por transecto, teniendo un total de 10 muestras por parcela.

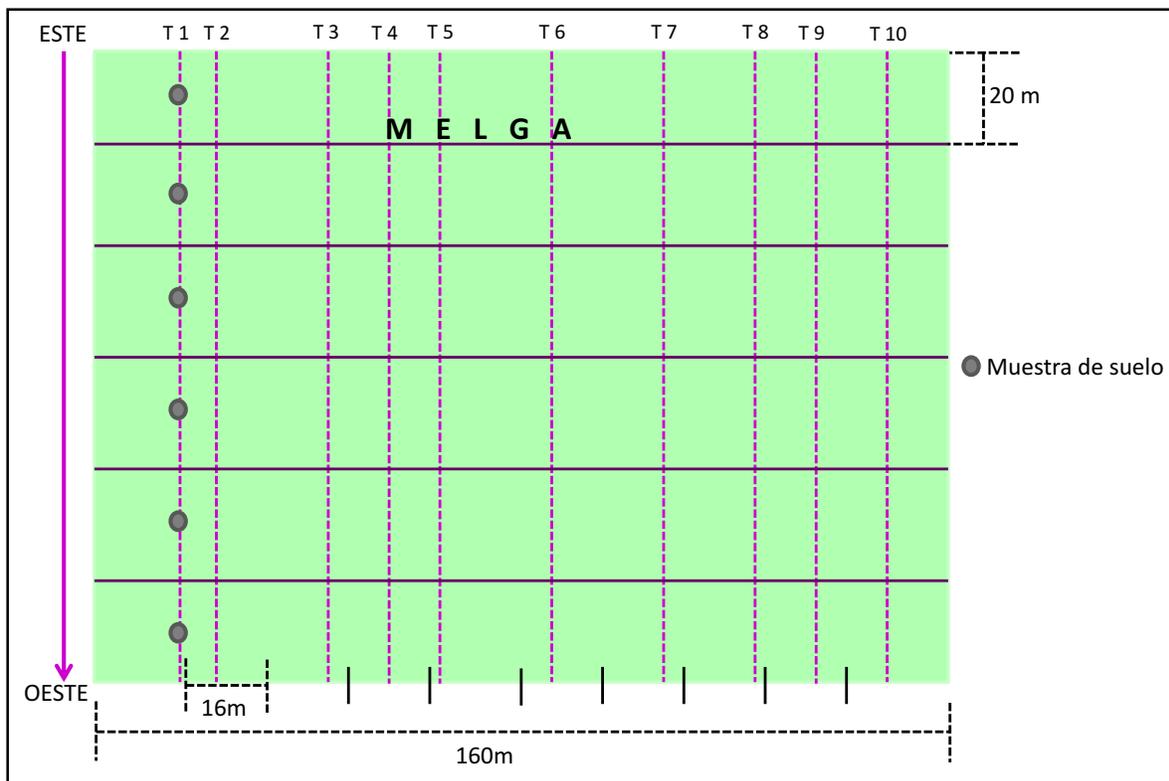


Figura 2. Esquema de muestreo de suelo para las parcelas con cultivo y abandonada.

De cada una de las 10 muestras compuestas de suelo, se tomaron 50 g para los respectivos análisis de actividad enzimática y en el caso de los análisis de BIOLOG[®] (ver más adelante) se tomaron 20 g de cada muestra para hacer dos muestras compuestas por parcela, juntando los transectos del 1 al 5 y del 6 al 10. A las muestras para ambos análisis se les retiraron tanto la arena y como las raíces gruesas, almacenándolas en bolsas herméticas transparentes y posteriormente en bolsas negras, rotuladas con su respectiva clave de identificación. Las muestras se mantuvieron en condiciones de refrigeración a 4°C y oscuridad, esto con la finalidad de inhibir la actividad microbiana hasta comenzar con los respectivos análisis.

ANÁLISIS BIOGEOQUÍMICO DE SUELO

Se determinaron las siguientes variables biogeoquímicas: humedad, pH, carbono, nitrógeno y fósforo potencialmente solubles, carbono y nitrógeno disponibles, y C y N microbiano con los métodos descritos en el capítulo II; así mismo, se llevó a cabo la determinación de P microbiano que a continuación se describe.

P MICROBIANO

El procedimiento para cuantificarla concentración del P en la biomasa microbiana (Pmic), al igual que el Cmic y el Nmic, se llevó a cabo por duplicado, con base al método de extracción y fumigación con CHCl_3 (Vance et al., 1987). Para este parámetro se pesaron 5 g por duplicado de cada muestra con la finalidad de tener muestras no fumigadas y muestras fumigadas, ambos tratamientos fueron incubados por 24h a 25°C y a capacidad de campo (Brookes et al., 1985). Posteriormente, tanto a las muestras fumigadas como a las no fumigadas se les adicionó NaHCO_3 0.5 M, a un pH de 8.5, se agitaron a 150 rpm a 24°C por 16 h, para posteriormente centrifugar a 6000 rpm durante 30 min, se filtró el sobrenadante en Whatman No. 42. Se extrajo una alícuota del filtrado y se le agregó H_2SO_4 11N y $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ al 50%. Finalmente, se llevó a cabo una digestión en una autoclave a 121°C (15-20 psi) durante 1 hora. La concentración se determinó por colorimetría en el autoanalizador 3Bran-Luebbe y se leyó como PO_4^{3-} (Etchevers et al., 1984).

ANÁLISIS DE DATOS

Concentración de nutrientes en suelo. Se utilizó el software STATISTICA versión 7 (StatSoft, France) para realizar los análisis estadísticos de las concentraciones de nutrientes totales y las diversas formas de nutrientes. Se empleó una prueba de t' Student con la finalidad de determinar si existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre parcelas (Abandonada y Parcela con cultivo).

Análisis de Correlación de Pearson. Este análisis se utilizó con la finalidad de identificar las relaciones (*negativas y positivas*) que existen en los parámetros analizados. Para este análisis se utilizaron los datos de los parámetros de pH, formas potencialmente solubles, formas disueltas y C, N y P microbiano.

POTENCIAL CATABÓLICO MICROBIANO (BIOLOG®)

La determinación del metabolismo potencial de los microorganismos se realizó con un análisis a nivel fenotípico de la comunidad (CLCP's) utilizando las placas EcoPlate del sistema Biolog® (Braun, et al., 2010 y Gómez-Luna et al., 2012), con base a la modificación en la agrupación de los diferentes sustratos del BIOLOG propuesto por Choi y Dobbs (1999). Este análisis consiste en evaluar la utilización de 31 fuentes de carbono empleadas para el

análisis de las comunidades microbianas del suelo. Cada placa cuenta con tres réplicas definiéndose siete grupos los cuales son carbohidratos (CHO), aminoácidos (a.a), aminas, ácidos carboxílicos (A.C), compuesto fosforados (C.Fos), polímeros y compuestos fenólicos (C.F) y un control, este último con la finalidad de detectar algún tipo de contaminación dentro de la muestra.

La reacción positiva de utilización de un sustrato en particular consiste en la formación de un color púrpura o violeta a partir de la reducción del indicador violeta de tetrazolium presente en cada uno de los sustratos, detectando el NADH reducido producido por la respiración de los microorganismos.

1. Cultivos bacterianos

El realizar los cultivos bacterianos tiene como objetivo calcular las Unidades Formadoras de Colonias por microlitro (UFC/ μ l) que se tienen en los extractos de cada una de las muestras de interés. Esto permite realizar los cálculos para inocular en todos los pozos de la placa Biolog® la misma carga bacteriana para todas las muestras de interés.

Para la extracción celular se utilizó 1 g de suelo de cada una de las muestras. Posteriormente se le adicionó Buffer de fosfatos 1M esterilizado y se agitó por un lapso de 90 min a temperatura ambiente. Al finalizar la agitación la muestra se dejó sedimentar por 30 min para posteriormente resuspender y llevar a cabo diluciones seriales (1:10, 1:100 y 1:1000) de cada una de las muestras por triplicado (Braun, et al., 2010 y Gómez-Luna et al., 2012).

2. Siembra por extensión

La siembra de los microorganismos se realizó en un medio de cultivo general de soya triplicaseina inoculando 100 μ L del extractante de cada dilución serial (1:10, 1:100 y 1:1000) por triplicado. Las placas con medio así inoculadas se incubaron a una temperatura constante de 25 °C por periodo de 24 h, llevando a cabo los conteos de las UFC's a las primeras 24 h y posteriormente a las 48 h.

3. *Inoculación de las placas EcoPlate de Biolog®*

Para la inoculación de cada placa, se procedió a realizar los cálculos para determinar el volumen del extracto inicial que fue de un máximo de 250 UFC's. La inoculación se llevó a cabo con una pipeta multicanal Biolog® de 5µl, con la cual se tomaron 150 µl del extracto y buffer de fosfatos y se depositaron en la placa. Finalizadas las inoculaciones de cada placa se procedió a tomar la lectura del tiempo cero (T_0) con la finalidad de eliminar la turbidez de la muestra dada por coloides orgánicos e inorgánicos. Las lecturas se llevaron a cabo en un lector BiologStation a 590 nm en el Laboratorio de Microbiología Molecular de la Facultad de Ciencias Médicas y Biológicas “Dr. Ignacio Chávez” de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, para posteriormente incubarse por 24 h a 28°C. Se realizaron lecturas cada 24 h por un lapso de 10 días (240 h totales) (Braun, et al., 2010 y Gómez-Luna et al., 2012).

ANÁLISIS DE DATOS

POTENCIAL CATABÓLICO MICROBIANO (BIOLOG®). Una vez finalizadas las lecturas se llevó a cabo el procesamiento y limpieza de los datos de las cuatro placas (Abandonada 1, Abandonada 2; Parcela con cultivo 1 y Parcela con cultivo 2), obteniendo la media de las tres réplicas para cada placa por sustrato y así cuantificar el desarrollo de color a través del tiempo (AWCD) (Garland y Mills, 1991 y Choi y Dobbs, 1999), obteniéndose a partir de la siguiente ecuación:

$$AWCD = \frac{\Sigma(C - R)}{N}$$

Donde:

C = Producción de color de cada uno de los pozos menos el tiempo cero.

R = Valor de absorbancia del control

N = Número de sustratos

Una vez obtenido el AWCD se procedió a graficar cada uno los valores por hora de cada una de las muestras analizadas.

Posteriormente se procedió a clasificar cada uno de los sustratos según Choi y Dobbs. (1999) para obtener el AWCD por cada uno de los grupos de sustratos (gs) a partir de la siguiente ecuación.

$$AWCD_{gs} = \frac{\Sigma(c - r)}{n}$$

Donde:

c = producción de color de cada uno de los pozos perteneciente a un mismo grupo de sustratos menos el tiempo cero

r = es el valor de absorbancia del control

n = es el número de sustratos pertenecientes a un mismo grupo.

Una vez obtenidos los valores de AWCD_{gs} se procedió a obtener los atributos de la curva construida, estos atributos fueron:

1) *Tiempo de saturación*: Hora a la que se alcanzó el valor máximo de absorbancia.

2) *Valor de saturación*: Valor máximo de absorbancia.

Con estos valores se calculó la tasa de utilización del sustrato (*TaU*):

$$TaU = Ts/Vs$$

Donde *Ts* es el tiempo de saturación y *Vs* es el valor de saturación.

Análisis de Correlación de Pearson. Este análisis se utilizó con la finalidad de identificar las relaciones (*negativas y positivas*) que existen en los parámetros analizados. Para este análisis se utilizaron los datos de la actividad enzimática, las variables biogeoquímicas y los valores del tiempo de saturación, valor de saturación y la tasa de utilización del sustrato.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA

Para cada una de las 10 muestras de suelo de ambas parcelas se determinó la actividad de diferentes exoenzimas relacionadas a los procesos de despolimerización y mineralización de compuestos orgánicos, cada una de ellas involucradas en los ciclos de C y P. La medición de la actividad enzimática se realizó con base a la modificación de protocolos propuestos por Sinsabaugh (1994), Nannipieri y colaboradores (1995), Allison y colaboradores (2001), Baldrian (2009) y Fioretto y colaboradores (2009).

Esta técnica se basa en la liberación de sustratos específicos unidos a p-nitrofenol (*p*NP), la cual se cuantifica por espectrofotometría a λ 410nm. La actividad de cada una de las enzimas se determinó a un pH de 8.0 en relación al pH de las muestras de suelo determinado con anterioridad y la temperatura y tiempo de incubación fue modificado según el tipo de enzima.

En la tabla 2 se presentan las enzimas evaluadas, el elemento y proceso asociado a cada una de ellas, el tipo de molécula que pueden despolimerizar, así como el nombre del sustrato empleado, su temperatura y el tiempo de incubación de cada una.

Tabla 2. Tipo de enzimas a las que se les determinó su actividad, nutriente al que se le relaciona, así como el nombre del sustrato empleado y la temperatura y tiempo de incubación.

Nutriente	Proceso	Enzima	Tipo de Biomolécula	Compuesto	Sustrato	T° / Tiempo de incubación
C	Despolimerización	Celobiohidrolasa (CBH)	Polisacáridos	Celulosa	pNP-cellobioside	40°C / 4h
	Despolimerización	β-glucosidasa (β-GLU)		Celobiosa	pNP-glucopiranoside	40°C / 2h
	Despolimerización	Polifenol oxidasa (PFO)	Polisacáridos con anillos alifáticos	Lignina	ABTS	40°C / 2h 30 min
P	Mineralización	Fosfomonoésterasa (FME)	Monoésteres Ortofosfóricos	Monoéster	pNP-phosphate	40°C / 1h 15 min
	Mineralización	Fosfodiésterasa (FDE)	Diésteres Ortosfóricos	Diéster	B-pNP-phosphate	40°C / 1hr 15 min

CBH: Celuobiohidrolasa, β-GLU: β-glucosidasa, PFO: Polifenoloxidasa, FME: Fosfomonoesterasa y FDE: Fosfodiesterasa.

ANÁLISIS DE DATOS

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA. Se utilizó el software STATISTICA versión 7 (StatSoft, France) para realizar los análisis estadísticos. Para los datos de actividades enzimáticas se empleó una prueba de t´Student con la finalidad de determinar las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre parcelas (Abandona y Parcela en uso).

Análisis de Correlación de Pearson. Este análisis se utilizó con la finalidad de identificar las relaciones (*negativas y positivas*) que existen en los parámetros de pH, formas potencialmente solubles, formas disueltas, C, N y P microbiano y la actividad enzimática.

RESULTADOS

PARÁMETROS QUÍMICOS EN SUELO Y CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES TOTALES C, N Y P EN SUELO

El porcentaje de humedad fue mayor en la parcela con cultivo (21%) que en la parcela abandonada (19%), mientras que el pH fue ligeramente alcalino en ambas parcelas (Tabla 3). En cuanto a la concentración de COT y el NT, éstas no presentaron diferencias significativas entre parcelas, mientras que la concentración de PT fue mayor en la parcela con cultivo que en la parcela abandonada con 0.6 y 0.7 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (Tabla 3). Para el caso de los cocientes, éstos no fueron diferentes entre las parcelas.

Tabla 3. Medias (\pm error estándar) de los parámetros de humedad, pH en suelo y la concentración de nutrientes totales y sus respectivos cocientes en suelo de la estación de verano 2011. Valores en rojo indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas utilizando comparación de medias (t 'Student).

	Parcela abandonada	Parcela con cultivo	P
% de humedad	19(\pm 0.3)	21(\pm 0.1)	< 0.001
pH	7.8(\pm 0.01)	7.9(\pm 0.04)	0.032
Totales de suelo ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
COT	19.0(\pm 1.2)	21(\pm 1.1)	0.134
NT	2.3(\pm 0.1)	2.6(\pm 0.07)	0.768
PT	0.6(\pm 0.02)	0.7(\pm 0.04)	0.040
Cocientes			
COT:NT	8.3(\pm 0.7)	8.3(\pm 0.6)	0.988
NT:PT	3.5(\pm 0.1)	3.4(\pm 0.2)	0.875
CT:PT	28(\pm 2.1)	28(\pm 1.7)	0.959

COT: Carbono Orgánico Total, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total.

NUTRIENTES SOLUBLES EN SUELO

La concentración de carbono orgánico disuelto (COD), fue mayor en la parcela abandonada que en la parcela con cultivo (Tabla 4). La concentración de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y el fósforo orgánico disuelto (POD) no fueron diferentes entre las parcelas, mientras que para el fósforo inorgánico disuelto (PID) el valor fue cero (Tabla 4). En los cocientes de las formas orgánicas no se observaron diferencias entre parcelas (Tabla 4).

La concentración de $\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$ soluble fue diferente entre parcelas, ya que para el caso de la parcela abandonada se incrementó ocho veces con respecto a la parcela con cultivo (Tabla 4). En el caso de las formas disponibles el $\text{NH}_4^{+\text{Disp}}$ y $\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$, éstas no fueron

diferentes entre parcelas, en cambio la concentración de P disponible sí presentó diferencias entre parcelas, siendo ligeramente mayor en la parcela abandonada que en la parcela con cultivo (Tabla 4).

Tabla 4. Medias (\pm error estándar) de la concentración de las formas solubles y disponibles de C, N y P en suelo de la estación de verano 2011. Valores en rojo indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas utilizando comparación de medias (t 'Student).

	Parcela abandonada	Parcela con cultivo	<i>p</i>
Potencialmente Solubles ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
COD	137(± 4.1)	116(± 9.31)	0.053
NOD	6.6(± 0.2)	6.6(± 0.1)	0.978
POD	14.8(± 0.1)	14.6(± 0.20)	0.379
PID	0	0	
NH ₄ ^{+Sol}	0.1(± 0.04)	0.02(± 0.01)	0.005
Cocientes			
COD:NOD	20.7 (± 0.7)	17.6 (± 1.5)	0.08
COD:POD	9.2(± 0.3)	7.9 (± 0.5)	0.06
NOD:POD	0.4(± 0.01)	0.4(± 0.5)	0.72
Disponibles ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
NH ₄ ^{+Disp}	3.5(± 0.2)	3.5(± 0.3)	0.992
NO ₃ ^{-Disp}	3.7(± 0.6)	4.9(± 0.4)	0.141
PI (NaHCO ₃)	0.02(0)	0.01(0)	0.013

COD: Carbono orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NH₄^{+Disp}:** Amonio disponible, **NO₃^{-Disp}:** Nitrato disponible, y **PI:** Fósforo inorgánico disponible en NaHCO₃.

NUTRIENTES EN BIOMASA MICROBIANA

La concentración de Cmic no fue diferente en ambas parcelas, mientras que la concentración en Nmic fue mayor en la parcela con cultivo que en la parcela abandonada y en el caso del Pmic no se observaron diferencias entre parcelas (Tabla 5). El cociente Cmic:Nmic, fue cuatro veces mayor en la parcela abandonada que en la parcela con cultivo, y para los cocientes Cmic:Pmic y Nmic:Pmic, no se presentaron diferencias entre parcelas (Tabla 5).

En la tabla 6 se presentan los resultados del análisis de correlación para las variables

Tabla 5. Medias (\pm error estándar) de la concentración de nutrientes C, N y P en biomasa microbiana en suelo de la estación de verano 2011. Valores en rojo indica diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 20$) entre parcelas utilizando comparación de medias (t' student).

	Parcela abandonada	Parcela con cultivo	<i>p</i>
Formas Microbianas ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
Cmic	584(± 23)	450(± 68)	0.080
Nmic	20.8(± 2.6)	95(± 23)	0.005
Pmic	5.9(± 1.5)	5.8(± 1.2)	0.982
Cocientes microbianos de suelo			
Cmic:Nmic	32.5(± 4.3)	9(± 2.3)	<0.001
Nmic:Pmic	15(± 7.0)	33.2(± 16)	0.322
Cmic:Pmic	409(± 185)	99(± 17)	0.113

Cmic: Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano y **Pmic:** Fósforo microbiano

de humedad y pH, nutrientes totales y los cocientes de C, N y P. La humedad se correlacionó positivamente con el COT y el NT, y negativamente con el cociente Cmic:Nmic, mientras que el pH no presentó correlación con ninguna de las variables analizadas.

La concentración de carbono orgánico total (COT) se correlacionó positivamente con los cocientes C:N y C:P, y negativamente con el Fósforo orgánico disuelto (POD), el P disponible, y con el cociente Cmic:Nmic. El NT se relacionó positivamente con las concentraciones de PT, con el cociente N:P y el fósforo microbiano (Pmic) y negativamente con el cociente C:N y con el cociente Cmic:Pmic, mientras que el PT solo se correlacionó positivamente con el Nmic (Tabla 6). Para los cocientes de suelo, sólo el C:N se correlacionó positivamente con el cociente C:P y el cociente N:P presentó una correlación negativa con el Nmic (Tabla 6).

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson para la humedad, pH, nutrientes totales y cocientes de C, N y P en suelo para la estación de verano 2011.

	% Humedad	pH	C O T	NT	PT	C:N	C:P	N:P
% Humedad	1.00							
pH	0.31	1.00						
C O T	0.46*	0.17	1.00					
NT	0.46*	-0.03	0.07	1.00				
PT	0.37	0.07	0.25	0.60*	1.00			
C:N	0.09	0.15	0.78*	-0.58*	-0.17	1.00		
C:P	0.15	0.10	0.75*	-0.37	-0.41	0.88*	1.00	
N:P	0.10	-0.13	-0.20	0.48*	-0.40	-0.43	0.02	1.00
C O D	-0.35	-0.32	-0.23	-0.16	-0.25	-0.06	-0.01	0.11
NOD	-0.39	0.20	-0.30	-0.18	-0.22	-0.14	-0.16	0.01
POD	0.04	-0.11	-0.54*	0.15	0.01	-0.53	-0.49	0.16
NH ₄ ^{+Sol}	-0.24	-0.41	-0.03	-0.24	-0.17	0.18	0.16	-0.05
NH ₄ ^{+Disp}	-0.14	0.18	0.08	-0.13	0.21	0.12	-0.07	-0.37
NO ₃ ^{-Disp}	-0.16	-0.06	-0.21	0.20	0.27	-0.34	-0.44	-0.08
P ^{Disp}	-0.40	-0.27	-0.50*	-0.05	-0.16	-0.34	-0.37	0.09
Cmic	-0.31	-0.40	-0.07	-0.17	-0.40	0.05	0.14	0.22
Nmic	0.35	-0.01	0.40	0.15	0.59*	0.20	-0.01	-0.47*
Pmic	0.19	-0.02	0.06	0.51*	0.28	-0.22	-0.16	0.23
Cmic:Nmic	-0.58*	-0.26	-0.56*	-0.04	-0.31	-0.40	-0.33	0.27
Cmic:Pmic	-0.42	-0.03	-0.20	-0.52*	-0.41	0.15	0.13	-0.11
Nmic:Pmic	0.01	-0.00	-0.04	-0.20	0.06	0.06	-0.07	-0.31

COT: Carbono Orgánico Total, **NT:** Nitrógeno Total, **PT:** Fósforo Total, **COD:** Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NH₄^{+Disp}:** Amonio disponible, **NO₃^{-Disp}:** Nitrato disponible, **PI:** Fósforo Inorgánico disponible, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano y **Pmic:** Fósforo microbiano. *n=20*. Los coeficientes seguidos de * son significativos a *p < 0.05*.

Para las formas dinámicas, el COD presentó una correlación positiva con el Cmic y con el cociente microbiano Cmic:Nmic y se relacionó negativamente con el Nmic. El nitrógeno orgánico disuelto (NOD) solo se correlacionó con NO₃^{-Disp} (Tabla 7).

El NH₄^{+Sol} se correlacionó negativamente con el NO₃^{-Disp} y este a su vez presentó relaciones positivas con el Nmic y el cociente microbiano Nmin:Pmic. En cuanto al P disponible, solo se correlacionó de manera positiva con el cociente microbiano Cmic:Nmic (Tabla 7).

Tabla 7. Coeficientes de correlación de Pearson para las formas solubles y disponibles de C, N y P en suelo para la estación de verano 2011.

	C O D	N O D	P O D	NH ₄ ^{+Sol}	NH ₄ ^{+Disp}	NO ₃ ^{-Disp}	P ^{Disp}	Cmic	Nmic	Pmic	Cmic:Nmic	Cmic:Pmic	Nmic:Pmic
C O D	1.00												
N O D	-0.00	1.00											
P O D	0.31	-0.15	1.00										
NH ₄ ^{+Sol}	0.13	-0.40	0.03	1.00									
NH ₄ ^{+Disp}	-0.08	0.14	-0.40	-0.14	1.00								
NO ₃ ^{-Disp}	-0.20	0.50*	-0.34	-0.50*	0.40	1.00							
P ^{Disp}	0.36	0.24	0.19	0.14	0.10	0.19	1.00						
Cmic	0.56*	-0.02	-0.15	0.15	0.25	0.08	0.38	1.00					
Nmic	-0.50*	-0.02	-0.43	-0.27	0.20	0.52*	-0.20	-0.38	1.00				
Pmic	0.39	-0.10	0.16	0.06	-0.13	-0.14	0.23	0.20	-0.24	1.00			
Cmic:Nmic	0.54*	0.24	0.33	0.23	0.025	-0.09	0.74*	0.50*	-0.70*	0.35	1.00		
Cmic:Pmic	0.23	0.11	0.18	0.01	0.05	0.00	0.22	0.14	-0.18	-0.55*	0.15	1.00	
Nmic:Pmic	-0.36	0.25	-0.12	-0.24	-0.05	0.45*	0.12	-0.41	0.67*	-0.51*	-0.40	0.31	1.00

COD: Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **NH₄^{+Sol}:** Amonio Soluble, **NH₄^{+Disp}:** Amonio disponible, **NO₃^{-Disp}:** Nitrato disponible, **PI:** Fósforo Inorgánico disponible en NaHCO₃, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano, **Pmic:** Fósforo microbiano, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano y **Pmic:** Fósforo microbiano. *n=20*. Los coeficientes seguidos de * son significativos *p* < 0.05.

Con respecto a las formas microbianas, el Cmic tuvo una correlación positiva con el cociente Cmic:Nmic; el Nmic se correlacionó negativamente con los cocientes C:P y Cmic:Nmic y positivamente con el cociente Nmic:Pmic; el Pmic correlacionó negativamente con los cocientes Cmin:Pmic y Nmic:Pmic (Tabla 7).

CAPACIDAD METABÓLICA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA

Actividad enzimática

En la tabla 8 se presentan los resultados del análisis de comparación de medias (t´Student) para la actividad de las cinco enzimas estudiadas.

En cuanto a la actividad de las enzimas CBH y la FDE, éstas no fueron diferentes entre la parcela abandonada y la parcela con cultivo. Para las actividades de β-GLU y PFOsise presentaron diferencias entre parcelas, siendo la parcela con cultivo la que registró mayor actividad que la parcela abandonada (Tabla 8). En contraste, la actividad de FME fue mayor para la parcela abandonada que para la parcela cultivada (Tabla 8).

Tabla 8. Medias (\pm error estándar) de la actividad enzimática en suelo en la estación de verano 2011. Valores en rojo indica diferencias significativas ($p < 0.05$; $n=20$) entre parcelas utilizando comparación de medias (t´student).

	Parcela abandonada	Parcela con cultivo	P
Actividad enzimática ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)			
CBH	0.04(0)	0.04(0)	0.906
β -GLU	0.1(± 0.1)	0.2(± 0.3)	0.052
PFO	0.2(± 0.03)	0.4(± 0.5)	0.014
FME	0.08(± 0.01)	0.2(± 0.01)	<0.001
FDE	0.2 (± 0.03)	0.2(± 0.01)	0.992

CBH: Celuobiohidrolasa, β -GLU: β -glucosidasa, PFO: Polifenoloxidasa, FME: Fosfomonoesterasa y FDE: Fosfodiesterasa.

En cuanto a los resultados del análisis de correlación de la actividad enzimática, la CBH presentó una correlación negativa con el NOD, mientras que la actividad de la enzima β -GLU se relacionó negativamente con el $\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$ y positivamente con Nmic y con el cociente Nmic:Pmic . La enzima PFO, correlacionó positivamente con la humedad y negativamente con P disponible, así como con el cociente Cmic:Nmic (Tabla 8).

En cuanto a las enzimas relacionadas con la mineralización de fósforo (P), la enzima FME fue la que presentó el mayor número de correlaciones, positivamente se correlacionó con humedad, pH, NT, y negativamente con COD, $\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$, P disponible y Cmic . En cuanto a la enzima FDE, ésta se correlacionó positivamente con el $\text{NO}_3^{-\text{Disp}}$ y el PI disponible (Tabla 8).

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson para la actividad enzimática en suelo para la estación de verano 2011.

Enzimas	CBH	β-Glu	PFO	FME	FDE
Humedad	0.14	0.39	0.46*	0.72*	-0.04
pH	-0.33	0.19	-0.22	0.61*	-0.22
C O T	0.27	0.30	0.42	0.21	-0.02
NT	0.03	0.10	0.23	0.46*	0.35
PT	0.19	0.09	0.16	0.29	0.17
C O D	0.09	-0.42	-0.23	-0.58*	0.07
NOD	-0.45*	0.17	-0.11	-0.05	0.37
P O D	0.07	-0.38	-0.13	-0.12	-0.22
NH ₄ ^{+Sol}	0.07	-0.48*	-0.19	-0.48*	0.09
NH ₄ ^{+Disp}	0.08	0.09	-0.23	-0.02	0.20
NO ₃ ^{-Disp}	-0.13	0.44	0.07	0.11	0.46*
P ^{Disp}	-0.27	0.20	-0.59*	-0.48*	0.47*
Cmic	0.01	-0.00	-0.07	-0.49*	0.31
Nmic	0.19	0.58*	0.37	0.28	0.16
Pmic	0.04	-0.12	-0.06	-0.01	0.23
C:N	0.18	0.16	0.18	-0.14	-0.18
C:P	0.12	0.13	0.25	-0.03	-0.15
N:P	-0.18	-0.05	0.09	0.21	0.21
Cmic:Nmic	-0.31	-0.29	-0.55*	-0.53*	0.28
Cmic:Pmic	-0.00	-0.08	-0.31	-0.30	-0.12
Nmic:Pmic	-0.06	0.54*	-0.06	0.07	0.03
CBH	1.00	-0.07	0.26	-0.17	-0.39
β-Glu		1.00	0.11	0.29	0.27
PFO			1.00	0.30	0.03
FME				1.00	-0.13
FDE					1.00

COT: Carbono Orgánico Total, **NT:** Nitrógeno Total, **PT:** Fósforo Total, **COD:** Carbono Orgánico disuelto **COD:** Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NH₄^{+Disp}:** Amonio disponible, **NO₃^{-Disp}:** Nitrato disponible, **PI:** Fósforo Inorgánico disponible en NaHCO₃, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano, **CBH:** Celuobiohidrolasa, **β-GLU:** β-glucosidasa, **PFO:** Polifenol oxidasa, **FME:** Fosfomonoesterasa y **FDE:** Fosfodiesterasa. *n=20*. Los coeficientes seguidos de * son significativos a *p* < 0.05.

Potencial catabólico microbiano (BIOLOG®)

En la Figura 3 se muestran el número de las Unidades Formadoras de Colonias (UFC) de las muestras de suelo analizadas, observándose que la parcela con cultivo fue la que presentó un mayor número de UFC.

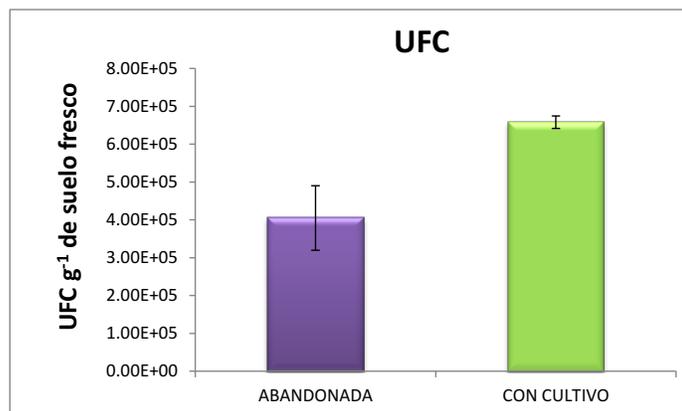


Figura 3. Número de UFC en suelo para la parcela abandonada y la parcela con cultivo en la estación de verano 2011.

Con relación al análisis a nivel fenotípico de la comunidad (CLCP's), el AWCD por sustrato de cada placa se muestra en la figura 3. Para la placa 1 de la parcela abandonada (Tabla 10 y Fig. 4A), se observó que los grupos más utilizados fueron los carbohidratos y los compuestos fenólicos. Estos últimos alcanzaron la asíntota a las 120 h de inoculación, mientras que los carbohidratos muestran un incremento lineal en el tiempo. Los sustratos menos utilizados fueron los fosfatos y las aminas, alcanzando ambos la asíntota a las 144 h de incubación.

Para la placa 2 de la parcela abandonada (Tabla 10 y Fig. 4B), el grupo de los carbohidratos y los aminoácidos fueron los más empleados por la comunidad, observándose que los primeros alcanzan su asíntota a las 96 h y los segundos hasta las 144 h de incubación. Los sustratos utilizados menos eficientemente por la comunidad microbiana fueron los polímeros y los compuestos fenólicos.

En los que respecta a la placa 1 de la parcela con cultivo (Tabla 10 y Fig. 4C), los dos grupos de sustratos más utilizados fueron nuevamente los carbohidratos y los aminoácidos, mostrando ambos un incremento lineal en el tiempo. Aquellos sustratos que registraron una menor utilización por parte de los microorganismos fueron las aminas y los fosfatos. El comportamiento de la placa 2 de la parcela con cultivo (Tabla 10 y Fig. 4D) muestra que se utilizaron los siete grupos de sustratos, observándose que los carbohidratos alcanzando una asíntota a las 168 h, mientras que los aminoácidos mostraron un incremento lineal en tiempo. Los sustratos menos utilizados fueron los fosfatos y los compuestos

Tabla 10. Parámetros de la cinética de los grupos de sustrato de Biolog para la parcela abandonada y la parcela con cultivo.

GRUPO DE SUSTRATO	Abandonada 1			Abandonada 2			Con cultivo 1			Con cultivo 2		
	TS	VS	TaU	TS	VS	TaU	TS	VS	TaU	TS	VS	TaU
CHO	240	1.222	0.005	144	1.640	0.011	240	1.307	0.005	168	1.477	0.009
AA	240	0.780	0.003	144	1.340	0.009	240	1.306	0.005	240	1.205	0.005
Aminas	144	0.254	0.002	120	1.082	0.009	240	0.064	0.000	72	0.014	0.000
A.C.	240	0.427	0.002	120	1.143	0.010	240	0.661	0.003	168	0.764	0.005
Polímeros	240	0.721	0.003	144	1.180	0.008	240	0.464	0.002	168	0.291	0.002
Fosfatos	144	0.256	0.002	48	0.869	0.018	144	0.255	0.002	72	0.379	0.005
C. F.	240	0.875	0.004	144	0.731	0.005	240	0.894	0.004	216	0.337	0.002

CHO: Carbohidratos, AA.: aminoácidos A.C.: Ácidos carboxílicos, C.F.: Compuestos fenólicos, TS: Tiempo de saturación, VS: Valor de Saturación y TaU: Tasa de utilización del sustrato.

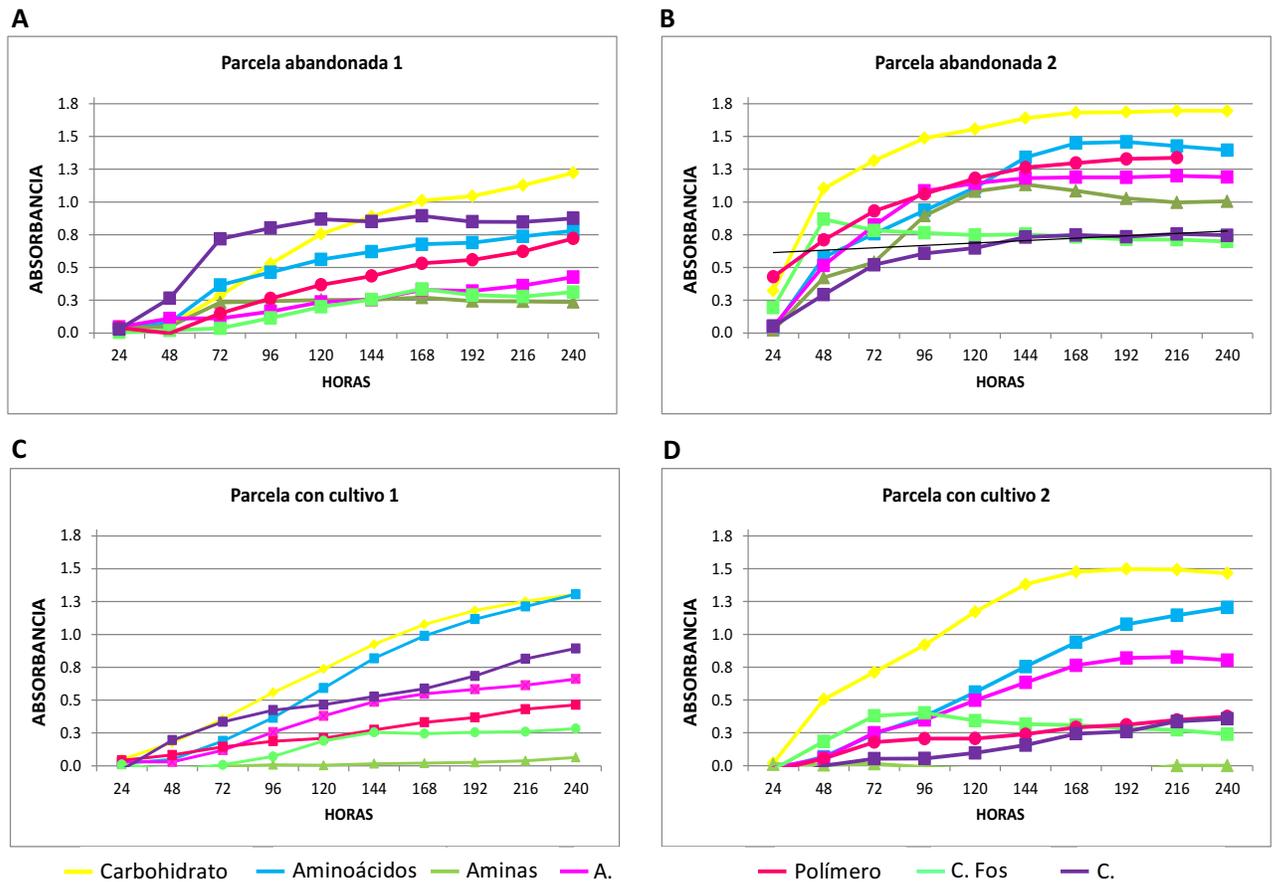


Figura 4. AWCD de las muestras de suelo para la parcela abandonada y la parcela con cultivo para la estación de verano 2011.

Dentro del análisis de correlación para el tiempo de saturación de cada grupo de sustratos, la actividad enzimática y las variables biogeoquímicas, se observó que el grupo de carbohidratos (CHO) correlacionó positivamente con el fósforo microbiano (Pmic). Además, los aminoácidos (AA) correlacionaron negativamente con el NH_4^{+Dis} , las aminas con la enzima celobiohidrolasa (CBH), y para el caso de los fosfatos y polímeros se relacionaron positivamente con el Pmic (Tabla 11).

Tabla 11. Coeficientes de correlación de Pearson para el tiempo de saturación de los grupos de sustrato, actividad enzimática, formas disueltas, disponibles y microbianos en suelo para la estación de verano 2011.

	CHO	AA	AMINAS	A.C.	C. FOS.	POLIMEROS	C. F.
CBH	-0.60	-0.05	-0.98*	-0.51	-0.60	-0.60	-0.25
β -Glu	0.03	0.70	-0.40	0.17	0.03	0.03	0.51
PFO	-0.26	0.32	-0.16	-0.15	-0.26	-0.26	0.13
FME	0.28	0.61	0.36	0.36	0.28	0.28	0.53
FDE	0.23	0.63	-0.50	0.32	0.23	0.23	0.53
C O D	0.50	-0.18	0.53	0.39	0.50	0.50	0.05
NOD	0.52	0.74	-0.21	0.59	0.52	0.52	0.72
P O D	0.86	0.32	0.69	0.79	0.86	0.86	0.54
NH_4^{+Sol}	-0.61	-0.96*	-0.23	-0.71	-0.61	-0.61	-0.90
NH_4^{+DISP}	0.42	0.72	-0.33	0.50	0.42	0.42	0.66
NO_3^{-DISP}	0.23	0.82	-0.34	0.36	0.23	0.23	0.66
P^{DISP}	0.48	0.15	-0.08	0.39	0.42	0.42	0.26
Cmic	0.30	-0.38	0.40	0.18	0.30	0.30	-0.15
Nmic	-0.41	0.32	-0.60	-0.28	-0.41	-0.41	0.07
Pmic	0.97*	0.56	0.78	0.93	0.97*	0.97*	0.75

CBH: Celobiohidrolasa, **β -GLU:** β -glucosidasa, **PFO:** Polifenol oxidasa, **FME:** Fosfomonoesterasa y **FDE:** Fosfodiesterasa, **CHO:** Carbohidratos, **AA:** aminoácidos **A.C.:** Ácidos carboxílicos, **C. Fos:** Compuestos Fosforados, **C.F.:** Compuestos fenólicos, **NH_4^{+Sol} :** Amonio soluble, **NH_4^{+DISP} :** Amonio disponible, **NO_3^{-DISP} :** Nitrato disponible, **COD:** Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **Cmic:** Carbono microbiano y **Nmic:** Nitrógeno microbiano, $n=4$. Los coeficientes seguidos de * son significativos a $p < 0.05$.

Tabla 12. Coeficientes de correlación de Pearson para la velocidad de saturación de los grupos de sustrato, actividad enzimática, formas solubles, disponibles y microbianos en suelo para la estación de verano 2011.

	CHO	AA	AMINAS	A.C.	C.FOS.	POLIMEROS	C. F.
CBH	0.38	-0.21	0.03	0.15	-0.09	0.21	-0.82
β -Glu	-0.20	-0.13	-0.78	-0.38	-0.88	-0.55	-0.74
PFO	0.23	0.56	-0.51	0.16	-0.71	-0.17	-0.72
FME	-0.23	0.41	-0.74	-0.21	-0.83	-0.55	-0.24
FDE	-0.47	-0.78	-0.55	-0.66	-0.49	-0.55	-0.38
C O D	-0.41	-0.44	0.35	-0.26	0.58	-0.007	0.93
NOD	-0.72	-0.89	-0.63	-0.86	-0.49	-0.72	-0.08
P O D	-0.80	-0.60	-0.15	-0.67	0.11	-0.49	0.89
NH ₄ ^{+Sol}	0.68	0.22	0.99*	0.73	0.96*	0.92	0.17
NH ₄ ^{+DISP}	-0.63	-0.85	-0.63	-0.80	-0.52	-0.68	-0.21
NO ₃ ^{-DISP}	-0.42	-0.39	-0.84	-0.60	-0.87	-0.71	-0.58
P ^{DISP}	-0.53	-0.93	0.05	-0.57	0.27	-0.24	0.42
Cmic	-0.21	-0.36	0.54	-0.07	0.75	0.20	0.86
Nmic	0.26	0.24	-0.46	0.08	-0.66	-0.12	-0.95
Pmic	-0.91	-0.51	-0.44	-0.78	-0.20	-0.72	0.78

CHO: Carbohidratos, **AA:** aminoácidos **A.C.:** Ácidos carboxílicos, **C. Fos:** Compuestos fosforados, **C.F.:** Compuestos fenólicos, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NH₄^{+DISP}:** Amonio disponible, **NO₃^{-DISP}:** Nitrito disponible, **COD:** Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano, **CBH:** Celulobiohidrolasa, **β -GLU:** β -glucosidasa, **PFO:** Polifenol oxidasa, **FME:** Fosfomonoesterasa y **FDE:** Fosfodiesterasa. $n=4$. Los coeficientes seguidos de * son significativos a $p < 0.05$.

Tabla 13. Coeficientes de correlación de Pearson para la tasa de utilización de sustrato, actividad enzimática, formas disueltas, disponibles y microbianos en suelo para la estación de verano 2011.

	CHO	AA	AMINAS	A.C.	C. FOS	POLIMEROS	C. F.
CBH	0.47	-0.04	0.06	0.24	0.04	0.29	-0.53
β -Glu	-0.19	-0.57	-0.76	-0.44	-0.77	-0.54	-1.00*
PFO	0.16	0.004	-0.47	-0.009	-0.48	-0.16	-0.71
FME	-0.33	-0.27	-0.73	-0.41	-0.73	-0.54	-0.58
FDE	-0.37	-0.79	-0.55	-0.57	-0.56	-0.55	-0.70
C O D	-0.38	-0.05	0.31	-0.15	0.33	-0.02	0.77
NOD	-0.64	-0.92	-0.64	-0.77	-0.64	-0.72	-0.57
P O D	-0.79	-0.48	-0.200	-0.61	-0.17	-0.50	0.40
NH ₄ ^{+Sol}	0.71	0.80	0.99*	0.84	0.99*	0.91	0.78
NH ₄ ^{+DISP}	-0.54	-0.89	-0.63	-0.71	-0.63	-0.67	-0.65
NO ₃ ^{-DISP}	-0.39	-0.76	-0.83	-0.63	-0.84	-0.69	-0.96*
P ^{DISP}	-0.42	-0.50	0.01	-0.38	0.02	-0.24	0.18
Cmic	-0.17	0.12	0.50	0.05	0.52	0.19	0.86
Nmic	0.26	-0.13	-0.42	0.007	-0.44	-0.11	-0.87
Pmic	-0.93	-0.63	-0.48	-0.79	-0.46	-0.73	0.15

CHO: Carbohidratos, **AA:** aminoácidos **A.C.:** Ácidos carboxílicos, **C. Fos:** Compuestos fosforados, **C.F.:** Compuestos fenólicos, **NH₄^{+Sol}:** Amonio soluble, **NH₄^{+DISP}:** Amonio disponible, **NO₃^{-DISP}:** Nitrito disponible, **COD:** Carbono Orgánico disuelto, **NOD:** Nitrógeno Orgánico Disuelto, **POD:** Fósforo Orgánico Disuelto, **Cmic:** Carbono microbiano, **Nmic:** Nitrógeno microbiano, **CBH:** Celulobiohidrolasa, **β -GLU:** β -glucosidasa, **PFO:** Polifenol oxidasa, **FME:** Fosfomonoesterasa y **FDE:** Fosfodiesterasa. $n=4$. Los coeficientes seguidos de * son significativos a $p < 0.05$.

DISCUSIÓN

La pérdida de fertilidad es una de las principales causas de abandono de la actividad agrícola, lo cual tiene lugar cuando ya no existen las alternativas tecnológicas o recursos económicos para rehabilitar las parcelas abandonadas (Anjunm et al., 2010). En el presente estudio, el abandono de la parcela agrícola analizada es atribuido al factor económico, debido a la falta de recursos financieros para el mantenimiento de la producción. Esto permite observar la modificación de los procesos asociados al manejo agrícola sin haber llegado a una condición extrema, como es el proceso de degradación y un abandono prolongado de los suelos cultivados.

Con respecto a las características fisicoquímicas del suelo particularmente la humedad, se detectaron diferencias significativas entre parcelas, esta es sólo 2% menor en la parcela abandonada. Dicho resultado puede, ser atribuido al hecho de que en la parcela abandonada, dejó de regarse, siendo la única entrada de agua la precipitación pluvial. La poca variabilidad es atribuida a la presencia de vegetación en ambas parcelas, en donde las raíces son las principales estructuras que contribuyen a la retención de la humedad en el suelo evitando la pérdida de agua (Fu et al., 2003; Raiesi, 2013).

En cuanto a las variables biogeoquímicas, el suelo de la parcela a un año de ser abandonada no mostró diferencias significativas en la concentración de C y N total con respecto a la parcela con cultivo (Tabla 3). Estos resultados concuerdan con lo reportado por García-Orenes y colaboradores (2012) y Raiesi (2012), quienes mencionan que dentro de las características biogeoquímicas los nutrientes totales no registran cambios en cuanto a sus concentraciones al primer año de abandono, lo cual es atribuido a que en parcelas con cultivo existen trazas de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Lo anterior, tiene como consecuencia que tanto los microorganismos como las plantas continúen utilizando los nutrientes disponibles provenientes de aplicaciones anteriores.

Con relación al P total, este fue menor en la parcela abandonada (0.6 mg g^{-1}) que en la parcela con cultivo (0.7 mg g^{-1}), lo que puede deberse a la falta de aplicación de fertilizantes fosforados en la primera siendo menor que en la parcela con cultivo a la cual constantemente se le agregan fertilizantes. A pesar de la disminución en la concentración de P total, el cociente C:P no mostró diferencias, siendo el mismo caso para los cocientes C:N y N:P, entre ambas parcelas.

Los datos anteriores indican que el tiempo de abandono no es suficiente para que se reflejen cambios entre la relación de nutrientes totales (Knoops y Tilman, 2000). Por ejemplo, Jiang y colaboradores (2009) al estudiar, cultivos de alfalfa en ecosistemas áridos de China, con un gradiente de abandono que va de los 2 hasta los 43 años, encuentran que los cambios en el contenido de nutrientes totales C y N se presentan un incremento después de 11 años de abandono, el CT cambia de 5.5 mg g^{-1} a 6.2 mg g^{-1} y en cuanto el NT va de 0.62 mg g^{-1} a 0.57 mg g^{-1} , esto como resultado de la incorporación de la MO por parte de la vegetación sucesional, la cual se comienza establecer en el tercer año de abandono mientras que en el primer y segundo año del abandono las concentraciones no cambian.

Para las formas solubles, la concentración de carbono orgánico soluble (COD) fue mayor en la parcela abandonada ($137 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$) que en la parcela con cultivo ($116 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$). Esto puede deberse a que existe una mayor acumulación de tejidos senescentes de alfalfa en la parcela abandonada, ya que la biomasa aérea no fue retirada como cosecha (McLauchlan, 2006). Estos tejidos senescentes de alfalfa que son incorporados como MO al suelo son considerados compuestos lábiles (Su, 2007; Raisei, 2012), constituidos por polímeros como celulosa y celobiosa que son fácilmente hidrolizables (German et al., 2011), lo cual se ve favorecido por el ingreso de agua por precipitación en ausencia de riego (Bell et al., 2008), reflejándose en el incremento de las formas orgánicas solubles en la parcela abandonada. Lo anterior implica que un aumento en la concentración de COD se reflejará en que los microorganismos no estarán limitados por energía, y por fuentes ricas en C aportada por la MO del suelo proveniente de los restos del cultivo, con lo cual tienen lo necesario para llevar cabo sus funciones metabólicas.

En lo que respecta a la parcela con cultivo, la baja concentración de COD puede ser atribuida la mayor demanda energética por parte de los microorganismos, particularmente como para la producción de exoenzimas que les permita N y P del suelo. El COD también puede perderse por lixiviación, favorecido por el ingreso de agua por riego, lo cual se corrobora con la correlación de Pearson que mostró una relación negativa entre la humedad y la concentración de COD.

La actividad enzimática determinada en el presente trabajo, mostró que en la parcela abandonada existe una menor actividad de las enzimas asociadas a la despolimerización de compuestos ricos en C, incluyendo a la β -Glucosidasa (β -GLU) y la polifenol oxidasa (PFO)

(Paul, 2007; Hueso et al., 2011; Wallenius et al., 2011). Lo anterior puede deberse a la relación que existe entre la actividad de las enzimas y la disponibilidad del producto, ya que en esta parcela abandonada existe una alta disponibilidad de COD, el cual puede ser considerado como el producto final de la actividad de las enzimas antes mencionadas. Entonces, al haber elevada disponibilidad de COD no es necesario que los microorganismos sintetizen mayor cantidad de enzimas. Lo anterior se ve reflejado en la relación negativa que se presentó entre la actividad de la β -GLU y el COD en la correlación de Pearson. Esto mismo puede estar regulando la actividad de β -GLU y PFO, ya que en la parcela en activo fue donde se determinó menor concentración COD, y hubo mayor actividad de estas enzimas.

En cuanto a la forma soluble de P (POD), ésta no presentó diferencias significativas entre parcelas, P inicialmente tiene que ser mineralizado con la ayuda de la secreción de fosfatasa como es la fosfomonoesterasa (FME), para tener como producto P inorgánico (PI) disponible para plantas y microorganismos. La actividad de FME en ambas parcelas presentó diferencias significativas, siendo mayor en la parcela con cultivo que en la parcela abandonada (0.2 y 0.08, respectivamente). Esto puede ser atribuido a que en la parcela con cultivo existe una doble demanda de P inorgánico, lo cual ocasiona que disminuya su concentración para ser inmovilizado por los microorganismos y ser absorbido por las raíces del cultivo, por lo cual es necesaria una mayor producción de esta enzima para mineralizar las formas orgánicas del P en el suelo.

En lo que respecta a la parcela abandonada, la concentración de $PI^{disp.}$ es mayor que en la parcela en activo, lo cual nos sugiere que puede existir una menor demanda de este nutriente por parte de las plantas, debido a que estas ya no continúan en un periodo de alta productividad por lo tanto la demanda y competencia de este nutriente es menor, lo que ocasiona que se encuentre disponible para ser tomado por los microorganismos (Cao y Jiang 2008). La correlación entre la actividad de la FME y la concentración de $PI^{disp.}$ fue negativa, sugiriendo que la actividad de esta enzima está regulada por la concentración del producto. Un punto a tomarse en cuenta es que como se mencionó en el capítulo anterior, el P disponible puede ser precipitado con el Ca, haciéndolo inaccesible para los microorganismos del suelo y las plantas (Adhami et al., 2012). Por lo anterior, el P disponible de la parcela abandonada puede ser ocluido en moléculas inorgánicas y no ser disponible para la biota.

De manera general, los datos anteriores pueden indicar que conforme aumenta la

presencia de formas fácilmente asimilables de C y P, los microorganismos del suelo invierten menos energía en la síntesis de exoenzimas para buscar estos recursos, lo nos sugiere un mecanismo para mejorar la eficiencia metabólica o en la utilización de los recursos disponibles por parte de la comunidad microbiana.

Los resultados encontrados en el presente trabajo respecto a la actividad de las enzimas evaluadas (CBH, PFO, FME y FDE) difieren de lo reportado por Wang y colaboradores (2011). Dichos autores encontraron que la actividad de la PFO incrementó con el tiempo de abandono de cultivos, lo que implica que la baja actividad enzimática puede tener un efecto negativo sobre la disponibilidad de nutrientes, ya que el hecho de que la actividad de PFO puede ocasionar una limitación de formas inorgánicas disponibles para los microorganismos (Cao y Jiang 2008). Por lo tanto, una alta actividad enzimática sugiere que los microorganismos pueden proveer de nutrientes inorgánicos a la planta. Así, lo anterior indica que, aunque dentro de la parcela con cultivo se está adicionando constantemente nutrientes disponibles para las plantas y los microorganismos, dichos nutrientes siguen siendo altamente demandados y posiblemente limitantes para el segundo grupo, por lo que tienen que activar mecanismos de producción de exoenzimas para inmovilizar y mineralizar N y P.

En cuanto al N este es utilizado para llevar a cabo diversas funciones metabólicas de los microorganismos y generando NH_4^+ como desecho metabólico (Montaño et al., 2007). En lo que concierne a las concentraciones de N en forma de $\text{NH}_4^{+\text{Sol}}$ se encontraron diferencias significativas entre parcelas siendo mayor en la parcela abandonada que en la parcela con cultivo ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.02 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). Esto lo cual sugiere que la mayor disponibilidad puede estar dada nuevamente por el hecho de que no existe una demanda debido a que el cultivo fue abandonado. Así, la mayor parte de este NH_4^+ puede ser inmovilizado como fuente de energía para las bacterias nitrificantes o tomado por bacterias heterótrofas cuando el NOD es limitante. Este posible aumento en el NH_4^+ , en la parcela abandona puede ser atribuido a la calidad y cantidad de hojas senescentes que son aportadas por el cultivo de alfalfa, debido a que el cociente C:N de residuos de alfalfa es bajo comparándolo con otros cultivos como el trigo (Raiesi, 2012). Lo anterior ocasiona un enriquecimiento de N asociado a moléculas lábiles de N que pueden ser rápidamente utilizadas por los microorganismos. Por lo tanto, un abandono de parcelas de alfalfa como el del presente estudio puede mantener y proveer una mayor disponibilidad de N en el suelo.

Dicho proceso es importante ya que de manera natural en estos ecosistemas el aporte de MO es poco y el crecimiento de esta depende mayormente del N disponible que es liberado durante la mineralización (Yang et al., 2010; Zhao et al., 2005).

La menor concentración de NH_4^+ en la parcela con cultivo ($0.02 \mu\text{g g}^{-1}$), concuerda con varios estudios que muestran valores de NH_4^+ frecuentemente $>$ de $2 \mu\text{g g}^{-1}$. Por ejemplo, Burger y Jackson (2003) reportan que la reducción del amonio se debe a la alta demanda de N por parte de las plantas y de los microorganismos autótrofos como fuente de energía, lo que ocasiona que los niveles de NH_4^+ disminuyan. No se encontró evidencia de que en alguna de las parcelas se promueva más el proceso de nitrificación, debido a que los valores de nitratos no fueron diferentes. Estos valores nos pueden indicar que la concentración de NH_4^+ , presenta un efecto por el tipo de manejo, lo cual puede estar asociado con la calidad y cantidad de MO aportada por la vegetación y las diferencias en las condiciones ambientales inducidas por el abandono o por el cultivo (Raiesi, 2012).

El Cmic y Pmic no presentaron diferencias significativas entre parcelas, pero los valores están en el rango de otros trabajos realizados en suelos agrícolas de zonas áridas. Por ejemplo, Jia y colaboradores (2010) reportaron valores de Cmic y Pmic de $134 \mu\text{g g}^{-1}$ y $16 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Los datos de Cmic fueron similares a los encontrados en el presente estudio, mientras que reportan valores más bajos de Pmic que los aquí encontrados. El C en la biomasa microbiana presentó una correlación positiva con el COD, ya que la disponibilidad de carbono favorece el crecimiento de las poblaciones microbianas y por lo tanto, resulta en un incremento en la biomasa microbiana (Jia et al., 2010). Raiese (2012) reportaron que en promedio la concentración de Nmic es menor en parcelas abandonadas ($14 \mu\text{g g}^{-1}$) que en parcelas productivas ($17 \mu\text{g g}^{-1}$), lo cual es similar a los resultados obtenidos en el presente capítulo. Esta diferencia se le atribuye a la diferente calidad y cantidad de C que es aportado vía biomasa aérea y radical (Zeller et al., 2000) cuando el cultivo es abandonado y detienen la aplicación de fertilizantes en comparación con cultivos que continúan con la aplicación, ya que se ha reportado (Bardgett & Leemanns 1995; Zhang y Fang, 2007), que la aplicación de fertilizantes nitrogenados promueve la inmovilización de la biomasa microbiana por lo tanto aumentando la concentración de Nmic en el suelo. Por lo tanto, un decremento en la biomasa microbiana indica una dominancia del proceso de mineralización de nutrientes, mientras que un incremento de esta, nos puede indicar que los

microorganismos están inmovilizando nutrientes (McGill et al 1986). De acuerdo a los datos generados se puede determinar que para los suelos de la parcela con cultivo y en producción domina el proceso de mineralización y para la parcela abandonada dominaría el proceso de inmovilización.

MODELOS DE LA DINÁMICA DE NUTRIENTES EN UNA PARCELA ABANDONADA Y UNA PARCELA CON CULTIVO DE ALFALFA EN EL EJIDO DEL VALLE DE CUATRO CIÉNEGAS.

Con base en los resultados generados en el presente capítulo se plantean dos modelos conceptuales sobre la modificación de la dinámica de nutrientes y la actividad enzimática en una parcela abandonada y una parcela con cultivo dentro del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas. Específicamente en la parcela abandonada, existe una acumulación de MO aportada por la senescencia del cultivo y restos de abonos orgánicos anteriormente aplicados (Fig. 5A), esta MO se encuentra sujeta a la acción enzimática como la β -GLU y la PFO, para su despolimerización promovida por la presencia de agua vía precipitación. El COD estimula la actividad de microorganismos heterótrofos, ya que constituye su fuente de energía, promoviendo así la mineralización de N en forma de NH_4^+ , el cual es inmovilizado nuevamente por microorganismos heterótrofos y absorbido por el cultivo. Así también existe una acumulación de PO_4^+ como producto de la mineralización de P, la cual es llevada a cabo por exoenzimas como las FME, fundamentales para llevar a cabo este proceso.

En la parcela con cultivo la disminución de COD ocasiona que la actividad enzimática, principalmente la β -GLU y la PFO, aumente para la generación de nuevas formas solubles que puedan ser utilizadas como fuente de energía por parte de los microorganismos (Fig. 5B). La baja disponibilidad de NOD promueve la inmovilización de N por parte de la biomasa microbiana, disminuyendo la mineralización de N en forma de NH_4^+ a pesar de que este es incorporado en formas orgánicas por medio de la fertilización. El NH_4^+ es altamente demandado como fuente de energía por los microorganismos heterótrofos como fuente de energía y por el cultivo, el cual se encuentra constantemente en crecimiento. En cuanto a la concentración de PI, esta disminuye, por lo tanto, aumenta la secreción de FME para mineralizar POD y hacerlo disponible para la plantas y microorganismos de suelo.

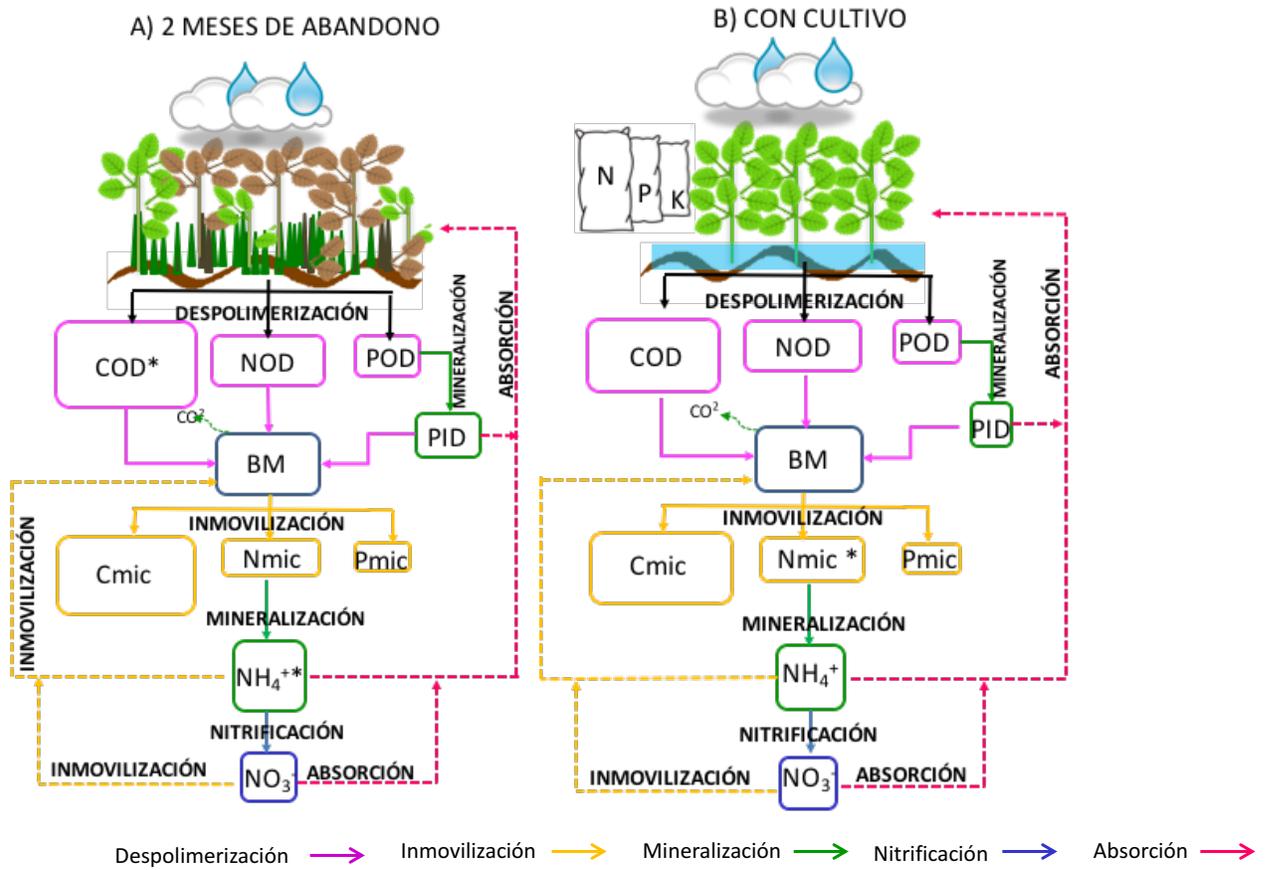


Figura 5. Modelo hipotético de la dinámica de nutrientes en la parcela abandonada (A) y en la parcela con cultivo en la estación de verano 2011 (B).

CAPACIDAD METABÓLICA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA

De manera general, la parcela abandonada fue la que presentó mayor capacidad de utilización de los siete grupos de sustratos representados en el ensayo metabólico. El grupo de los C.Fos (0.020 abs h^{-1}) fue el más utilizado, lo que muestra una mayor capacidad de la comunidad microbiana para metabolizar e incorporar P a su biomasa, tomando el C unido a este como fuente de energía para llevar a cabo su metabolismo. Así mismo, nos puede sugerir que debido al abandono y la falta de incorporación de P vía fertilización química, los microorganismos modifican su capacidad de utilizar fuentes orgánicas para la adquisición de este nutriente cuando este es limitante en su biomasa. Esto permite incrementar la inmovilización de P de tal manera que puede ser empleado para la síntesis de ATP, ácidos nucleicos y fosfolípidos. Lo anterior, se corrobora con la relación positiva entre el tiempo de utilización de los C.Fos y la concentración de P_{mic} en la correlación de Pearson. La utilización de este grupo de sustratos correlacionó positivamente con la concentración de NH_4^+ , lo cual nos sugiere que la disponibilidad de N en esta forma puede favorecer la producción de enzimas para buscar fuentes de C en moléculas orgánicas lábiles.

En general, el hecho de que todos los sustratos presentes en la placa de ensayos Biolog hayan sido utilizados es atribuible a la diversidad en la capacidad metabólica de la comunidad microbiana para la utilización de diferentes moléculas orgánicas como fuente de energía (Chakraborty et al., 2010). La utilización de los sustratos del ensayo por parte de los microorganismos de la comunidad del suelo analizada indica que son análogos a los que se puedan encontrar en la rizósfera como exudados de plantas (Campbell et al., 1997)

En el caso de la parcela con cultivo el grupo de sustratos que presentó una mayor tasa de utilización fueron los carbohidratos (0.14 abs h^{-1}). Dentro de sistemas agrícolas con aplicación de fertilizantes inorgánicos, la mayor limitación para los microorganismos está asociada a fuentes de C lábil, por lo cual, aunque existan fuentes de C complejas o recalcitrantes siempre habrá una mayor demanda de moléculas más simples para obtención de energía. Con base en la correlación de Pearson referente al tiempo de saturación en la utilización de sustratos, la cual mostró una relación negativa entre la actividad de la CBH y los grupos de los carbohidratos y las aminas, se puede sugerir que si la comunidad microbiana tiene la capacidad de utilizar compuestos lábiles de bajo peso molecular, por lo que no es necesario la producción de enzimas asociadas a la despolimerización de polisacáridos como

la celulosa.

Aunque la comunidad microbiana tenga la capacidad de utilizar compuestos con características de la materia orgánica recalcitrante (grupo de compuestos fenólicos), esta no es la actividad que domina en los suelos agrícolas del Valle de Cuatro Ciénegas, debido a que los microorganismos cuentan con carbono lábil y por lo tanto no utilizan estas moléculas como fuente primaria de energía. Shi (2011) menciona que la actividad de las PFO domina en ambientes áridos debido a su acción no hidrolítica. Sin embargo, en este sistema en un ambiente árido bajo riego intensivo, se observa que la PFO correlaciona positivamente con el contenido de humedad, contradiciendo con la hipótesis de que al no ser una enzima hidrolítica puede mantener su actividad cuando la humedad disminuye.

De manera general, se observó que a dos meses del cambio de manejo en las parcelas solo existen diferencias en la concentración de algunas formas solubles y lábiles de nutrientes. Sin embargo, los resultados sugieren que estos cambios promueven que la comunidad microbiana realice ajustes en la producción de exoenzimas y se acople a las condiciones de abandono. Por ejemplo, al haber mayor acumulación de COD y Pi en la parcela abandonada, disminuye la actividad de las enzimas encargadas en la despolimerización de C y mineralización de P en comparación a la parcela en activo. Esto resulta en la modificación de la capacidad de los microorganismos para utilizar los sustratos disponibles, lo cual se corroboró con los resultados obtenidos mediante el Biolog aplicado en ambas parcelas. Los resultados del presente trabajo sugieren que la actividad microbiana responde rápidamente al cambio del manejo en las parcelas agrícolas del Valle de Cuatro Ciénegas.

CONCLUSIONES

- El abandono de la parcela agrícola analizada fue debido a falta de recursos económicos.
- En la parcela abandonada existe un aumento de la MO debido a la incorporación de los tejidos senescentes del cultivo de alfalfa, el cual no fue retirado.
- Como producto e la mayor incorporación de la MO al suelo, se incrementa su despolimerización y tien como consecuencia el aumento de las formas potenciales solubles (COD; NOD POD).
- Debido al incremento de las formas orgánicas lábiles se promueve el mayor crecimiento de la comunidad microbiana favoreciéndose el proceso de inmovilización de C y N en esta.
- En la parcela con cultivo hay una baja disponibilidad de NOD promoviendo la inmovilización de N por parte de la biomasa microbiana.
- La actividad enzimática de β -GLU y la PFO fue mayor en la parcela en activo debido a la baja concentración de COD.
- La actividad de la FME fue mayor en la parcela con cultivo debido a que existe demanda de PI por parte del cultivo y de los microorganismos.
- El PI^{dis} es mayor en la parcela abandono debido a que no existe ya una demanda del cultivo como en la parcela en activo.
- El P disponible de la parcela abandonada puede ser ocluido en moléculas inorgánicas y no ser disponible para la biota.
- La capacidad metabólica de la comunidad microbiana fue mayor en la parcela abandonada.
- Todos los sustratos del BIOLOG fueron utilizados en ambas parcelas.
- El grupo de C. Fos fue el sustrato más utilizado para metabolizar P en la parcela abandonada.
- En la parcela con cultivo el grupo de sustratos que presentó una mayor tasa de utilización fueron los carbohidratos.
- A dos meses del cambio de manejo en las parcelas solo existen diferencias en la concentración de algunas formas solubles y lábiles de nutrientes. Sin embargo, los resultados sugieren que estos cambios promueven que la comunidad microbiana

realice ajustes en la producción de exoenzimas y se acople a las condiciones de abandono.

BIBLIOGRAFIA

- Acosta-Martínez V., D. Acosta-Mercado, D. Sotomayor-Ramírez y L. Cruz-Rodríguez. 2008. **Microbial communities and enzymatic activities under different management in semiarid soils.** *Applied Soil Ecology*. 38: 249-260.
- Acosta-Martínez V., R. Lascano, F. Calderón, J. Booker, T. Zobeck y D. Upchurch. 2011. **Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid Sandy soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 47: 655-667.
- Acosta-Martínez V. A. y M. A. Tabatabai. 2000. **Enzyme activities in a limed agricultural soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 31: 85-91.
- Allison S. D. y J. D. Jastrow. 2006. **Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 3245-3256.
- Angele S., B. Ewulo y I. Oyewusi. 2005. **Effects of some soil management systems on soil physical properties, microbial biomass and nutrient distribution under rainfed maize production in a humid rainforest Alfisol.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 72: 121-134.
- Bakshi M. y A. Varma. 2011. **Chapter 1. Soil Enzyme: The State-of-Art.** En Shukla G. y Varma A. 2011. **Soil Enzymology.** Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 384 pp.
- Baldrian P.** 2009. **Microbial Enzyme catalyzed processes in soil and their analysis.** *Plant, Soil and Environment*. 55 (9): 370-378.
- Bardgett R. D. y Leemans D. K. 1995. **The Short-term effects of cessation of fertilizer applications, liming, and grazing on microbial biomass and activity in a reseeded upland grassland soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 19: 148-154.
- Bell C.,** McIntyre N., Cox S., Tissue D. y Zak J. 2008. Soil microbial responses to temporal variations of moisture and temperature in Chihuahuan Desert Grassland. *Microbial Ecology*. 56: 153-167.
- Bowles T., V. Acosta-Martínez, F. Calderón, y L. Jackson. 2014. **Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape.** *Soil Biology and Biochemistry*. 68: 252-262.
- Braun B., U. Böckelmann, Grohmann E. y Szewzyk U. 2010. Bacterial soil communities affected by water-repellency. *Geoderma*. 158. 343-351.
- Brookes P., Landman A., Pruden G., y Jenkinson D. 1985. Chloroform fumigation and the release of nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biochemistry*. 17(6): 837-842.
- Bünemann E. 2008. **Enzyme additions as a tool to assess the potential bioavailability of organically bound nutrients.** *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 2116-2129.
- Burger M. y L. E. Jackson. 2003. **Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation**

to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 35: 29-36.

Campell C., S. Grayston y D. Hirst. 1997. **Use of rhizosphere carbon sources in sole carbon source test to discriminate soil microbial communities.** *Journal of Microbiological Methods*. 30: 33-41.

Cañadas E. 2008. **Estudio de tierras agrícolas abandonadas en ambiente mediterráneo semiárido: vegetación, suelos y distribución espacial. Base para la gestión.** Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 345 pp.

Chakraborty A., K. Chakrabarti, A. Chakraborty y S. Ghosh. 2011. **Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil.** *Biology and Fertility of Soils*. 47: 227-233.

Diacono M. y F. Montemurro. 2010. **Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review.** *Agronomy for Sustainable Development*. 30: 401-422.

Dick R. 1992. **A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters.** *Agriculture, ecosystems and environment*. 40: 25-36.

Dinesh R., V. Srinivasan, S. Hamza, A. Manjusha y P. Kumar. 2012. **Short-term effects of nutrient management regimes on biochemical and microbial properties on soils under rainfed ginger (*Zingiber officinale* Rosc.)** *Geoderma*. 173-174: 192-198.

Ding G., Y. Piceno, H. Heuer, N. Weinert, A. Dohrmann, A. Carrillo, G. Anderson, T. Castellanos, C. Tebbe y K. Smalla. 2013. **Change of soil bacterial diversity as a consequence of agricultural land use in a semi-arid ecosystem.** *PlosOne*. March. (3): 1-10.

Falkowsky P., T. Fenchel y E. Delong. 2008. **The microbial engines that drive earth's biogeochemical cycles.** *Science*. May. 320: 1034-1039.

Fenchel T., G. King y H. Blackburn. 2012. **The ecophysiology of bacterial Biochemistry: The ecophysiology of mineral cycling.** 3ra. Ed. Academic Press. 312 pp.

Fioretto A., S. Papa, A. Pellegrino y A. Ferrigno. 2009. **Microbial activities in soil of Mediterranean ecosystems in different successional stages.** *Soil Biology and Biochemistry*. 41: 2061-2068.

Fu B., J. Wang, L. Chen y Y. Qiu. 2003. **The effects of land use on soil moisture variation in the Danangou catchment of the Loess Plateau, China.** *Catena*. 54:197-213.

Garland J. L. y Mills A. L. 1991. **Classification and Characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization.** *Applied and environmental Microbiology* August. 57 (8): 2351-2359.

Ge T., S. Nie, J. Wu, J. Shen, H. Xiao, Ch. Tong, D. Huang, Y. Hong y K. Iwasaki. 2011. **Chemical properties, microbial biomass, and activity differ between soils of organic and conventional**

- horticultural systems under greenhouse and open field management: a case study.** *Journal Soils Sediments*. 11: 25-36.
- German D., M. Weintraub, S. Grandy, C. Lauber, L. Rinkes, y S. Allison. 2011. **Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies.** *Soil Biology and Biochemistry*. 43: 1387-1397.
- Gómez-Luna B., G. Ruiz-Aguilar, G. Vázquez-Marrufo, L. Dendooven y V. Olalde-Portugal. 2012. **Enzyme activities and metabolic profiles of soils microorganisms at KILN sites in Quercus spp. Temperate forest of central Mexico.** *Applied Soil Ecology*. 52: 48-55.
- González-Chávez M., J. Peterson, T. Gentry, D. Zuberer, F. Hons y R. Loeppert. 2010. **Soil microbial community, C, N, and P responses to long-term tillage and crop rotation.** *Soil and Tillage Research*. 106: 285-293.
- Govaerts B., M. Mezzalama, Y. Unno, K. Sayre, M. Luna-Guido, K. Vanherck, L. Dendooven y J. Deckers. 2007. **Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass and catabolic diversity.** *Applied Soil Ecology*. 37: 18-30.
- Hueso S., T. Hernández y C. García. 2011. **Resistance and resilience of the soil microbial biomass to severe drought in semiarid soil. The importance of organic amendments.** *Applied Soil Ecology*. 50: 27-36.
- Jangid K., M. Williams, A. Franzluebbers, J. Sanderlin, J. Reeves, M. Jenkins, D. Endeke, D. Coleman y W. Whitman. 2008. **Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems.** *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 2843-2853.
- Jia G., P. Zhang, G. Wang, J. Cao, J. Han, y Y. Huang. 2010. **Relationship between microbial community and soil properties during natural succession of abandoned agricultural land.** *Pedosphere*. 20 (3): 352-360.
- Jiang J., Y. Xiong, H. Jiang, D. Te y Y. Song, F. Li. 2009. **Soil microbial activity during secondary vegetation succession in semiarid abandoned lands of Loess Plateau.** *Pedosphere*. 19 (6): 735-747.
- Kaur T., B. Brar, y N. Dhillon. 2008. **Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize-wheat cropping system.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 81: 59-69.
- Kemmitt S., D. Wright, W. Goulding, y D. Jones. 2006. **pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils.** *Soil Biology and Biochemistry*. 30: 898-911.
- Knops J. M. H. y D. Tilman. 2000. **Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment.** *Ecology*. 81 (1): 88-98.

- Liu C., J. Xu, N. Ding, Q. Fu, B. Guo, Y. Lin, H. Li, y N. Li. 2013. **The effect of long-term reclamation on enzyme activities and microbial community structure of saline soil at Shangyu, China.** *Environmental Earth Sciences*. 69: 151-159.
- Makoi J. H. R. y P. A. Ndakidemi. 2009. **Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem.** *African Journal of Biotechnology*. 7 (3) 181-191.
- McGill W. 1996. **Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models, In Evaluation of Soil Organic Matter Models** (D.S. Powlson et al Eds). 138 pp.
- Montaño N., F. García-Oliva, y V. Jaramillo. 2007. **Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest.** *Plant and Soil*. 295: 265-277.
- Nannipiere P., I. Sastre, L. Landi, M. Lobo, y G. Pietramellara. 1966. **Determination of extracellular neutral phosphomonoesterase activity on soil.** *Soil Biology and Biochemistry*. 28 (1): 107-112.
- Nautiyal C., P. Chauhan, y C. Bhatia. 2010. **Changes in soil physico-chemical properties and microbial functional diversity due to 14 years of conversion of grassland to organic agriculture in semi-arid agroecosystem.** *Soil and Tillage Research*. 109. 55-60.
- Navarro-Noya Y., S. Gómez-Acata, N. Montoya-Ciriaco, A. Rojas-Valdez, M. Suárez-Arriaga, C. Valenzuela-Encinas, N. Jiménez-Bueno, N. Verhulst, B. Govaerts y L. Dendooven. 2013. **Relative impacts of tillage, residue management and crop-rotation on soil bacterial communities in semi-arid agroecosystem.** *Soil Biology and Biochemistry*. 65: 86-95.
- García-Orenes F., A. Roldán, J. Mataix-Solera, A. Cerda, M. Campoy, V. Arcenegui y F. Caravaca. 2012. **Soil structural stability and erosion rates influenced agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem.** *Soil Use and Management*. 28: 571-579.
- Paul E. 2007. **Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry**. 3rd. Ed. Academic Press Elsevier. Burlington, MA, USA. 514 pp.
- Piotrowska A., y E. Wilczewski. **Effects of catch crops cultivated for green manure and mineral nitrogen fertilization on soil enzyme activities and chemical properties.** *Geoderma*. 189-190: 72-80.
- Preston- Magham J., L. Boddy y P. Randerson. 2002. **Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilization profiles- A critique.** *FEMS Microbiology Ecology*. 42: 1-14.
- Raiesi F. 2012. **Land Abandonment effect on N mineralization and microbial biomass N in semi-arid calcareous soil from Iran.** *Journal of Arid Environments*. 76: 80-87.
- Schimel J. y J.Bennett. 2004. **Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm.** *Ecology*. 85 (3): 591-602.

- Sherestha K., E. Adetutu, P. Shrestha, K. Walsh, K. Harrower, A. Ball y D. Midmore. 2011. **Comparison of microbial enhanced compost extracts produced from composted cattle rumen content material and from commercially available inocula.** *Bioresource Technolgy*. 102: 7994-8004.
- Singh K. 2015. **Microbial and enzyme activities of saline and sodic soils.** *Land Degradation and Development*. 27 (3): 706-718.
- Sinsabaugh R. L. 1994. **Enzymic analysis of microbial pattern and process.** *Biology and fertility of Soils*. 17:69-74.
- Štursová M. y P. Baldrian. 2011. **Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity.** *Plant and Soil*. 338: 99-110.
- Sun B., Z. Dong, X. Zhang, Y. Li, H. Cao y Z. Cui. 2011. **Rice to Vegetables: Short- Versus long-term impact of land-use change on the indigenous soil microbial community.** *Microbial Ecology*. 62 (2): 474-485.
- Sun B., S. Jia, S. Zhang, N. McLaughlin, A. Liang, X. Chen, S. Liu y X. Zhang. 2016. **No tillage combined with rotation improves soil microbial community composition and metabolic activity.** *Environmental Science and Pollution Research*. 23: 6472-6482.
- Tabeni S., F. Yannelli, N. Vezzani y L. Mastrantonio. 2016. **Indicators of landscape organization and functionality in semi-arid former agricultural lands under a passive restoration management over two periods of abandonment.** *Ecological Indicators*. 66: 488-496.
- Tian L., E. Dell, y W. Shi. 2010. **Chemical composition of dissolved organic matter in agroecosystems: Correlations with soil enzyme activity and carbon and nitrogen mineralization.** *Applied Soil Ecology*. 46: 426-435.
- Vance E., A. Brookes y D. Jenkinson. 1987. **An Extraction method for measuring soil microbial biomass C.** *Soil Biology and Biochemistry*. 19: 703-707.
- Wallenius K., H. Rita, A. Mikkonen, K. Lappi, K. Lindström, H. Hartikainen, A. Raateland y R. Niemi. 2011. **Effects of land use on the level, variation and spatial structure of soil enzyme activities and bacterial communities.** *Soil Biology and Biochemistry*. 43: 1464-1473.
- Wang B., G. Liu, S. Xue y B. Zhu. 2011. **Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau.** *Environmental Earth Sciences*. 62: 915-925.
- Zeller V., M. Bahn, M. Aichner y U. Tappeiner. 2000. **Impact of land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps.** *Biology and Fertility of Soils*. 31: 441-448.

- Zhang M., y L. Fang. 2007. **Effect of tillage, fertilizer and green manure cropping on soil quality ay an abandoned brick making site.** *Soil and Tillage Research.* 93: 87-93.
- Zhao W., H. Xiao, Z. Liu y J. Li. 2005. **Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China.** *Catena.* 59: 173-186.
- Zhao S., K. Li, S. Qiu, S. Huang y O. He. 2016. **Changes in soil microbial community, enzyme activities and organic matter fractions under long-term straw return in north-central China.** *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 216: 82-88.
- Zornoza R., C. Guerrero, J. Mataix-Solera, K. Scow, V. Arcenegui y J. Mataix-Beneyto. 2009. **Changes in sol microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain.** *Applied Soil Ecology.* 42: 315-323.

X. CONCLUSIONES GENERALES

- La alfalfa continúa siendo el cultivo más importante y redituable del municipio de Cuatro Ciénegas.
- El efecto estacional influye en la dinámica de nutrientes sobre el cultivo de alfalfa del ejido del Valle de Cuatro Ciénegas.
- En invierno se favorece la amonificación y la inmovilización de N.
- En verano se favorece la inmovilización de C y la nitrificación.
- Una de las principales causas del abandono no está relacionado con la pérdida de fertilidad sino con el financiamiento económico.
- El abandono promueve la acumulación de formas orgánicas en el suelo como COD así como la actividad enzimática relacionada a enzimas relacionadas con la despolimerización de C.