



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**“INFLUENCIA DE LAS COSTRAS BIOLÓGICAS EN LA
INFILTRACIÓN DEL AGUA EN ZAPOTITLAN SALINAS,
PUEBLA, MÉXICO”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I L O G O

P R E S E N T A:

BARRERA ZUBIAGA EZRA JORGE ELEAZAR



**DIRECTOR DE TESIS: Dr. HÉCTOR OCTAVIO
GODÍNEZ ÁLVAREZ**

2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA

A mi madre por todo su apoyo, ánimo, cariño y comprensión

A las dos Belem's

A mi familia

AGRADECIMIENTOS

- A mi asesor Héctor Octavio Godínez Álvarez por toda la paciencia y apoyo.
- Al comité evaluador: Dr. Daniel Jesús Muñoz Iniestra; Dr. Rafael Lira Saade; Dr. Víctor Manuel Rivera Aguilar y Dr. Diódoro Granados Sánchez.
- A Daniel Muñoz por toda la ayuda brindada con y en el laboratorio, así como su apoyo en la teoría.
- A Víctor Rivera por todos los conocimientos teóricos que me dio.
- A Diódoro Granados por su incondicional apoyo dentro y fuera de la escuela.
- A Marleth Mendoza por transmitirme sus conocimientos sobre líquenes.
- A Arcelia pliego por su ayuda para en la identificación de líquenes.
- A Mayra Moreno por toda la ayuda en el laboratorio.

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	8
2.1 OBJETIVO GENERAL	8
2.2 OBJETIVOS PARTICULARES	8
3. MATERIALES Y MÉTODOS	9
3.1 Área de estudio	9
3.2 Trabajo de campo	10
3.2.1 Composición de las costras	10
3.2.2 Medición de la infiltración	11
3.2.3 Análisis del suelo	12
3.3 Análisis estadístico	12
4. RESULTADOS	13
4.1 Composición de las costras biológicas	13
4.2 Infiltración	15
4.3 Propiedades físicas y químicas del suelo	19
5. DISCUSIÓN	21
6. CONCLUSIÓN	24
7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	25

RESUMEN

Las costras biológicas del suelo (CBS) están formadas por la íntima asociación de partículas de suelo, cianobacterias, algas, hongos, líquenes y hepáticas. Las CBS afectan distintos procesos físicos y biológicos, uno de los cuales es la infiltración del agua. En el valle de Zapotitlán Salinas existen terrazas fluviales con distinto grado de deterioro debido a la realización de actividades humanas. Las CBS son abundantes en las terrazas deterioradas, en donde la cobertura vegetal consiste en mezquitales con grandes claros en el dosel, por lo que podrían afectar la infiltración. Para evaluar el papel de las costras en estas terrazas, se determinó la composición de las CBS y se midió la infiltración en suelos con y sin CBS, en terrazas con suelos de textura fina (Sitio A) y gruesa (Sitio B). Además, se midieron las propiedades físicas y químicas del suelo en donde crecían las CBS. Las CBS estuvieron conformadas por 5 especies de líquenes y 5 especies de cianobacterias. La cobertura de los líquenes fue mayor en el sitio B que en el A. La infiltración en el sitio A fue mayor sin costra, mientras que en el sitio B fue mayor con costra. El suelo del sitio B tuvo menor densidad aparente y mayor porosidad que el suelo del sitio A. Estos resultados sugieren que la influencia de las CBS en la infiltración depende de los factores físicos del suelo (densidad aparente y porosidad) y de la composición de la costra (cobertura de líquenes).

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas son ecosistemas que se caracterizan por una baja cobertura vegetal y extensas superficies de suelo “desnudo” (Maestre *et al.* 2001). En estas zonas las costras biológicas del suelo (CBS) son un importante componente del suelo (Belnap, 2003; Rivera *et al.*, 2006). Las CBS se encuentran formadas por la íntima asociación de partículas de suelo, cianobacterias, algas, hongos, líquenes y hepáticas (Figura 1; Castillo *et al.*, 2011). Se sabe que llegan a constituir hasta el 70% de la cobertura del suelo en espacios no ocupados por plantas vasculares (Belnap *et al.*, 2003).

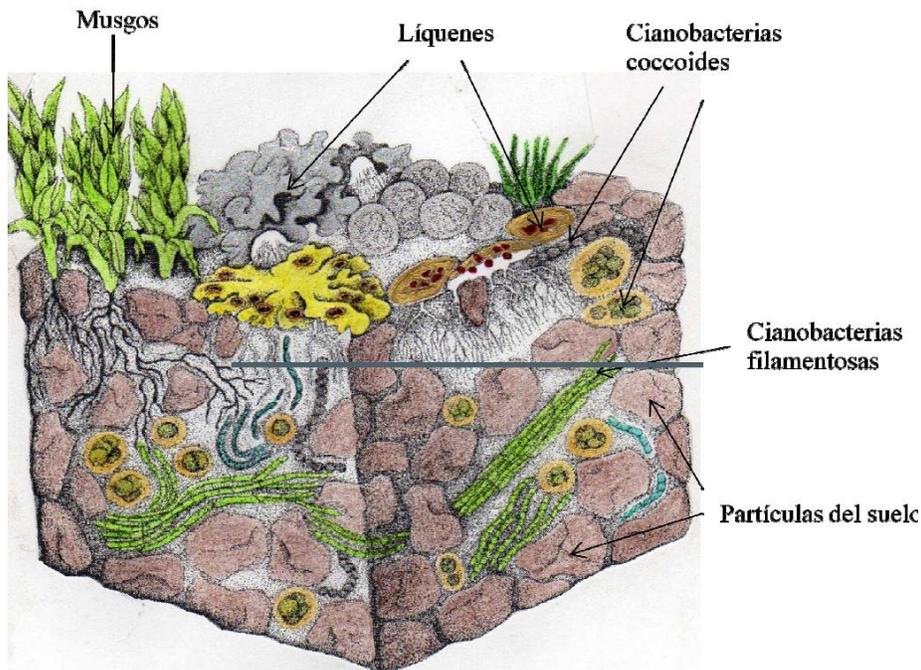


Figura 1. Corte tridimensional de la capa superficial del suelo, donde se muestran los principales organismos que conforman las costras biológicas (Modificado de Belnap y Lange, 2003).

El papel que realizan las costras biológicas en este tipo de ecosistema es muy variado y de vital importancia ya que influyen en la germinación y el establecimiento de las plantas vasculares al modificar la tasa y disponibilidad de nutrientes; participan positivamente en diversos procesos biogeoquímicos como el ciclo del nitrógeno y carbono; incrementan la estabilidad del suelo favoreciendo la agregación de partículas de suelo y modulan la infiltración del agua y su distribución (Belnap *et al.*, 2003; Maestre *et al.*, 2011; Chamizo *et al.*, 2012).

La infiltración en las zonas áridas es un proceso ecológico importante que afecta no sólo la cantidad de agua disponible para las plantas, sino también la cantidad de escorrentía superficial y, por tanto, el riesgo de erosión (Chartier *et al.*, 2011). La infiltración es el proceso por el cual el agua se introduce al suelo desde la superficie. Puede dividirse en dos etapas, una inicial llamada sortividad y otra posterior llamada capacidad de infiltración. La sortividad se refiere a la capacidad de un medio poroso para absorber o desorber líquidos, ocurre cuando el suelo está seco y el flujo del agua es dominado por la capilaridad. La capacidad de infiltración es el momento en el que el flujo del agua ha alcanzado una tasa constante y está gobernado por la capilaridad y la gravedad (Eldridge *et al.*, 2000; Filgueira *et al.*, 2006; Eldridge *et al.*, 2010).

La infiltración está controlada por factores físicos y químicos que están relacionados entre sí. Uno de los factores físicos más importantes es la textura del suelo, la cual afecta la infiltración dependiendo de la cantidad de arcillas presentes. Las arcillas se adhieren firmemente entre sí, dejando poros muy pequeños (*i. e.*, microporos, también llamados poros de la matriz) por los que el agua pasa con dificultad. Un efecto negativo de las arcillas es la formación de costras físicas, también llamadas

“suelas del suelo” (Plaster, 2005). Estas costras forman una capa de suelo endurecido que restringe la profundidad a la que se infiltra el agua (Chamizo *et al.*, 2010). Otro factor físico importante es la estabilidad de los agregados, ya que brinda estructura al suelo, permitiendo que el agua se infiltre libremente. Cabe resaltar también que otros dos parámetros físicos importantes para la infiltración son la densidad aparente y la densidad real, ya que ambos brindan una estimación del estado de compactación del suelo y la cantidad de poros presentes en el mismo (Muñoz *et al.*, 2012). Dentro de los factores químicos podemos mencionar el pH, el cual provee un ambiente idóneo para la proliferación de bacterias, las cuales degradan los componentes orgánicos, mejorando la disponibilidad de la materia orgánica, e incrementando la estabilidad de los agregados (Belnap *et al.*, 2001; Plaster, 2005).

Aunado a los factores físicos y químicos, diversos autores han mencionado que las CBS son otro factor que podría afectar la infiltración. El papel que juegan las CBS aún no está del todo claro, aunque se ha sugerido que su composición es clave en la infiltración del agua (Castillo *et al.*, 2011; Eldridge, 1997). Por un lado, hay autores que afirman que las costras aumentan la infiltración debido a que algunos de los organismos que las componen como los musgos tienen altas tasas de absorción de agua, la cual canalizan hacia el suelo por vía de las rizinas y el protonema (Belnap, 2003). Las cianobacterias también pueden aumentar la infiltración pues contribuyen a la formación de una buena estructura y estabilidad de agregados, gracias al aporte de materia orgánica y la secreción de mucopolisacáridos (Belnap, 2006; Bowker *et al.*, 2008). Cuando las CBS tienen buen estado de desarrollo y conservación aumentan la rugosidad del suelo, permitiendo que el agua se mantenga en contacto

con el suelo por más tiempo (Figura 2). Esta situación determina que el agua esté disponible más tiempo para las plantas y reduce la escorrentía (Quiñones *et al.*, 2009; Maestre, 2011). Por el contrario, otros autores afirman que las costras biológicas ejercen un efecto negativo en la infiltración del agua (Shuqin *et al.*, 2010). Las cianobacterias de las CBS absorben agua y pueden incrementar su volumen hasta 13 veces su tamaño original, tapando los poros de la matriz del suelo y reduciendo la infiltración (Eldridge y Rosentreter, 1999). También se ha sugerido que algunos líquenes hidrófobos, al contacto con el agua, se ensanchan y forman una especie de película que sella la capa superficial del suelo e impide la entrada de agua. Los líquenes también pueden llegar a sellar los poros debido al ensanchamiento de las hifas (Eldridge, 1993). Tanto la obstrucción de los poros, como la formación de una capa impermeable aumentan la escorrentía y, por tanto, el riesgo de erosión (Belnap *et al.*, 2001). Por último, hay autores que no están de acuerdo con los efectos positivos, ni con los efectos negativos de las CBS en la infiltración (Quiñones *et al.*, 2009; Shuqin *et al.*, 2010). Las CBS son neutrales y la infiltración depende de los factores físicos y químicos del suelo. Díaz (2010) y Castillo *et al.* (2011) sugieren que los procesos de redistribución hidrológica causados por la CBS dependen principalmente de factores edáficos vinculados directamente con la infiltración, como los mencionados anteriormente.

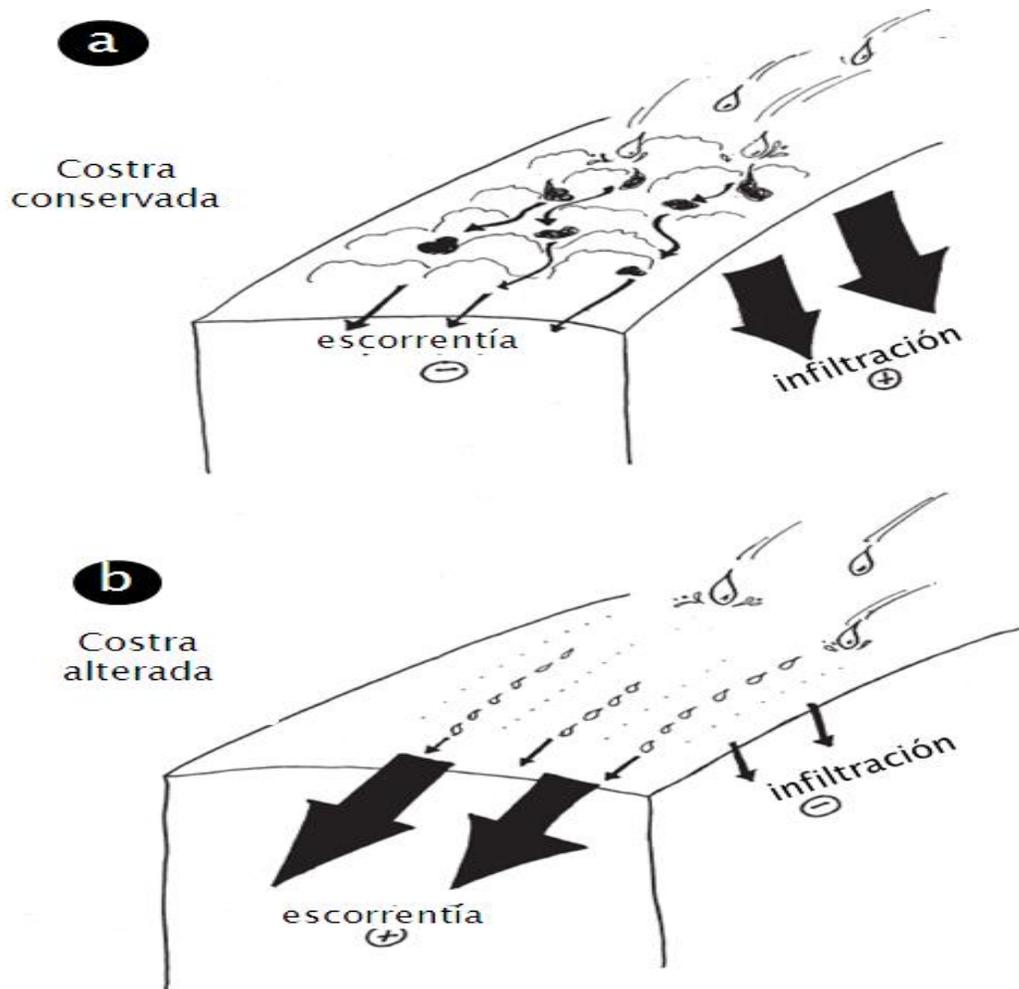


Figura 2. Esquema que muestra el efecto de las costras biológicas no perturbadas (a) y perturbadas (b) sobre la escorrentía superficial y la infiltración (modificado de Belnap *et al.*, 2001).

La infiltración puede medirse por medio de dos dispositivos ampliamente utilizados, uno son los simuladores de lluvia y el otro son los infiltrómetros. Dentro de los infiltrómetros, uno de los que cuenta con una gran aceptación es el infiltrómetro de disco a tensión. Este instrumento tiene una serie de ventajas como son: 1) fácil transporte, 2) pequeños volúmenes de agua, 3) no requiere de transporte de

muestras, 4) permite realizar mediciones que discriminen parcialmente el tamaño de los poros que se desean excluir, 5) debido al tratar el flujo en 3 dimensiones alcanza más rápido el estado estacionario (Filgueira *et al.*, 2006). Este tipo de infiltrómetro brinda información sobre la sortividad y la capacidad de infiltración del suelo (Eldridge *et al.*, 2000; Filgueira *et al.*, 2006).

En México, las CBS han sido poco estudiadas a pesar de que las zonas áridas y semiáridas cubren alrededor del 50% del territorio nacional (Granados-Sánchez, 2003). El estudio de las CBS es necesario para determinar el papel que juegan en distintos aspectos ecológicos como por ejemplo la infiltración del agua en el suelo. Estos estudios pueden contribuir a entender el funcionamiento y los problemas ambientales de las zonas áridas y semiáridas. En este contexto, el Valle de Zapotitlán de las Salinas, el cual se ubica dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán es un excelente área de estudio, ya que se ha reportado la presencia de CBS en distintas partes del valle (Rivera, 2006). Las CBS son muy abundantes en las terrazas fluviales del río Zapotitlán. Estas terrazas han sido fragmentadas por fenómenos naturales como la erosión y degradadas por actividades productivas como la extracción de leña y sal, la agricultura y el cultivo de *Artemia salina*, entre otras (Gaytan, 2011). Dependiendo del grado de degradación, existen terrazas conservadas en donde la cobertura vegetal son mezquiales con dosel cerrado (mezquiales cerrados) y terrazas deterioradas en donde la cobertura vegetal son mezquiales con dosel abierto (mezquiales abiertos; Tabla 1). Los mezquiales abiertos tienen poca cobertura vegetal y grandes claros, por lo que las CBS son abundantes y podrían jugar un papel ecológico determinante en la infiltración.

Tabla 1. Diferencias entre los mezquiales abiertos presentes en las terrazas fluviales deterioradas y los mezquiales cerrados presentes en las terrazas conservadas, según Gaytán, 2011.

Característica	Mezquiales abiertos	Mezquiales cerrados
Plantas y raíces	Escasas	Abundantes
Claros en el dosel	Grandes	Pequeños
Hojarasca	Poca	Mucha
Estructura del suelo	Mala	Buena
Materia orgánica	Baja	Normal o alta
Tasa de erosión	Alta	Baja
Tasa de infiltración	Baja	Buena

Aunado a todo lo anterior, recientemente se ha reportado que en Zapotitlán de las Salinas la composición de las CBS varía de acuerdo con el tipo de textura del suelo (fina, media o gruesa) y la cobertura vegetal (mezquital cerrado y mezquital abierto; Mendoza, 2012). Además, las CBS de Zapotitlán tienen una composición específica diferente a la reportada para las costras de otras regiones áridas y semiáridas de Norteamérica (Rivera *et al.*, 2006), por lo cual pueden llegar a jugar un papel distinto en la infiltración. Debido a todo lo anterior, es necesario conocer el papel que juegan estas costras en la infiltración del agua en las terrazas de Zapotitlán de las Salinas.

2. OBJETIVOS

Para abordar el estudio de las costras en este contexto, se plantearon los siguientes objetivos generales y particulares.

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el papel de las costras biológicas del suelo en la infiltración del agua, en terrazas fluviales con suelos de textura fina y gruesa.

2.2 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la composición de las costras biológicas en el campo y en el laboratorio.
2. Medir la infiltración en suelos con costra biológica y sin costra.
3. Medir las propiedades físicas y químicas del suelo en el que crecen las costras biológicas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El Valle de Zapotitlán de las Salinas, situado en el estado de Puebla, México, forma parte del Valle de Tehuacán-Cuicatlán y está ubicado a 18° 20' N y 97° 28' O, y una altitud promedio de 1550 msnm. El clima es de tipo seco semi-cálido, con una temperatura promedio anual de 21°C y una precipitación promedio anual de 420 mm (Muñoz 2008). El valle se caracteriza por la presencia de diversas unidades geomorfológicas, una de las cuales son las terrazas fluviales que se localizan en la parte media de la cuenca del valle, a una altitud promedio de 1480 msnm (Muñoz-Iniestra *et al.* 2009). Las terrazas son una unidad dominada por formas de erosión y depositación fluvial, pueden ser continuas o discontinuas, y los suelos presentan variaciones en textura, profundidad y contenido de materia orgánica (Muñoz 2008). Pueden presentar problemas de salinidad en algunos sitios, dependiendo del clima, tipo de suelo y edad. La vegetación dominante corresponde a mezquitales de *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnst. y *Parkinsonia praecox* (Ruiz. & Pav. Ex Hook.) Hawkins. Además existen otras especies dominantes como *Myrtillocactus geometrizans* (C. Mart.) Console, *Castela tortuosa* Liebm., *Opuntia puberula* Pfeiffer y *Stenocereus stellatus* (Pfeiff.) Riccob (Osorio *et al.* 1996 y Valiente- Banuet *et al.* 2000). Actualmente el estado de las terrazas varía entre conservadas y deterioradas, debido a las diferentes actividades humanas que se presentan en estos sitios (UBIPRO 2003).

3.2 Trabajo de campo

El trabajo de campo se realizó en dos terrazas fluviales con mezquital abierto, pero distinta textura de suelo (Godínez-Alvarez y Lira, 2012). En una de las terrazas (sitio A) el suelo se consideró de textura fina debido al alto contenido de arcillas y limos (arenas: $36.6 \pm 3.6\%$, limos: $38.8 \pm 2.2\%$, arcillas: $24.6 \pm 2.1\%$), mientras que en la otra (Sitio B) se consideró de textura gruesa debido al alto contenido de arenas (arenas: $69.8 \pm 0.5\%$, limos: $16.0 \pm 0.3\%$, arcillas: $14.2 \pm 0.3\%$). Dentro de estos sitios, el muestreo se llevó a cabo solo en áreas desprovistas de vegetación en donde la cobertura de las CBS es del 100%.

3.2.1 Composición de las costras

La composición de las costras se determinó in situ en un área de 36 cm^2 . Se eligió esta área porque es el área aproximada de contacto de los infiltrómetros. Sobre el área se colocó un acetato de vinilo dividido en cuadros de 1 cm^2 , en el cual se contó el número de cuadros ocupados por las cianobacterias, los líquenes y los musgos. Con el número de cuadros ocupados respecto del total de cuadros del acetato se calculó el porcentaje ocupado por cada grupo de organismos. Además, se tomaron fotografías del área de 36 cm^2 , las cuales fueron desplegadas en Power point y sobre ellas se les puso una cuadrícula del tamaño de la imagen que se dividió en cuadros de 1 cm^2 , con base en estas fotos se recalcularon los porcentajes en el laboratorio. Por último, después de medir la infiltración del agua en la costra (ver siguiente sección), se colectó toda el área de 36 cm^2 con la ayuda de una espátula y se transportó al laboratorio para la identificación de los grupos. Las muestras se revisaron con un microscopio estereoscópico y óptico para identificar las especies

más comunes. Las especies que no se pudieron identificar fueron llevadas con el especialista.

3.2.2 Medición de la infiltración

La infiltración fue medida con dos infiltrómetros de mini disco, marca *DECAGON DEVICES* con capacidad de 95 ml. Estos infiltrómetros cuentan con dos cámaras: una que permite ajustar la tensión o succión y la segunda que contiene el agua que se va a infiltrar. La tensión es una presión negativa que puede variar entre -0.5 cm y -6.0 cm. Dependiendo de la tensión que se seleccione, el agua se moverá en el suelo por macroporos ($> 1000\mu$) o mesoporos ($10 - 1000 \mu$). Así, cuando la tensión es de -0.5 cm, el flujo del agua ocurre por macroporos, mientras que cuando la presión es de -6 cm, el flujo del agua ocurre por mesoporos.

En cada uno de los sitios (A y B) se eligieron lugares en donde la costra estuviera relativamente intacta. En estos lugares se seleccionaron dos áreas separadas por una distancia de aproximadamente 30 cm, una en la que se dejó intacta la costra y otra en la que se removió la costra con una espátula, tratando de no alterar la superficie del suelo que se encontraba debajo de la costra. En cada una de las áreas se colocó un infiltrómetro para medir la infiltración a una tensión de -0.5 cm. La infiltración se midió simultáneamente en ambas áreas por un periodo de 30 minutos. En los primeros 10 minutos, la infiltración se registró cada 30 segundos, con el fin de obtener la sortividad. Del minuto 11 al minuto 15 se registró la infiltración cada minuto y del minuto 16 al 30 cada 5 minutos para obtener la capacidad de infiltración. Una vez terminada la medición, el procedimiento se repitió en un lugar contiguo para medir la infiltración a una tensión de -6.0 cm. Para cada tensión se realizaron 7 repeticiones por sitio.

3.2.3 Análisis del suelo

Las muestras fueron tomadas dentro de los primeros 10 cm del suelo, justo al lado de donde fueron realizadas las pruebas de infiltración, tanto para – 0.5 cm como para – 6 cm. Las dos muestras fueron mezcladas para formar una sola muestra compuesta. El total de muestras compuestas tomadas por cada sitio fue de 7. Las muestras fueron llevadas al laboratorio, en donde se realizaron las pruebas físicas y químicas. Estas pruebas consistieron en la evaluación de la textura con el método volumétrico. La densidad aparente se midió con el método de la probeta y la densidad real con el método del picnómetro. La estabilidad de los agregados se evaluó con un método cualitativo. La materia orgánica con el método de oxidación con ácido crómico y sulfúrico. Además, se midió el pH con un potenciómetro. Todas las técnicas fueron realizadas de acuerdo con el manual de métodos de análisis del suelo (Muñoz *et al.* 2012).

3.3 Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron comparados con una prueba de *t* de Student para muestras independientes. Se utilizó el programa estadístico SPSS, versión 15.0 para Windows y se comprobó si existía homogeneidad de varianzas. El resultado de la prueba se seleccionó dependiendo de la homogeneidad de varianzas.

4. RESULTADOS

4.1 Composición de las costras biológicas

Las costras biológicas en ambos sitios estuvieron conformadas por un total de 10 especies, cinco de cianobacterias y cinco de líquenes. Las especies de cianobacterias fueron *Scytonema javanicum* Bornet, *Schyzothrix* sp., *Nostoc* sp., *Chroococcidiopsis* sp. y *Chroococcus* sp. Esta última especie, solo se registró en el sitio B. Las especies de líquenes fueron *Endocarpon* sp., *Placidium squamulosum* Ach., *Collema* sp., morfoespecie 1 y morfoespecie 2. La morfoespecie 2 solo se registró en el sitio B. No se encontró ninguna especie de musgos.

La composición de las costras fue diferente entre los sitios, dependiendo del grupo de organismos (Figura 3). Los líquenes representaron el 64.69% de las costras en el sitio A y el 78.37% en el sitio B. Estas diferencias fueron significativas ($t = 2.595$; g.l. = 26; $p = 0.015$). Las cianobacterias representaron el 23.88% y el 13.88 % en el sitio A y B, respectivamente. Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas ($t = 1.88$; g.l. = 25; $p = 0.072$).

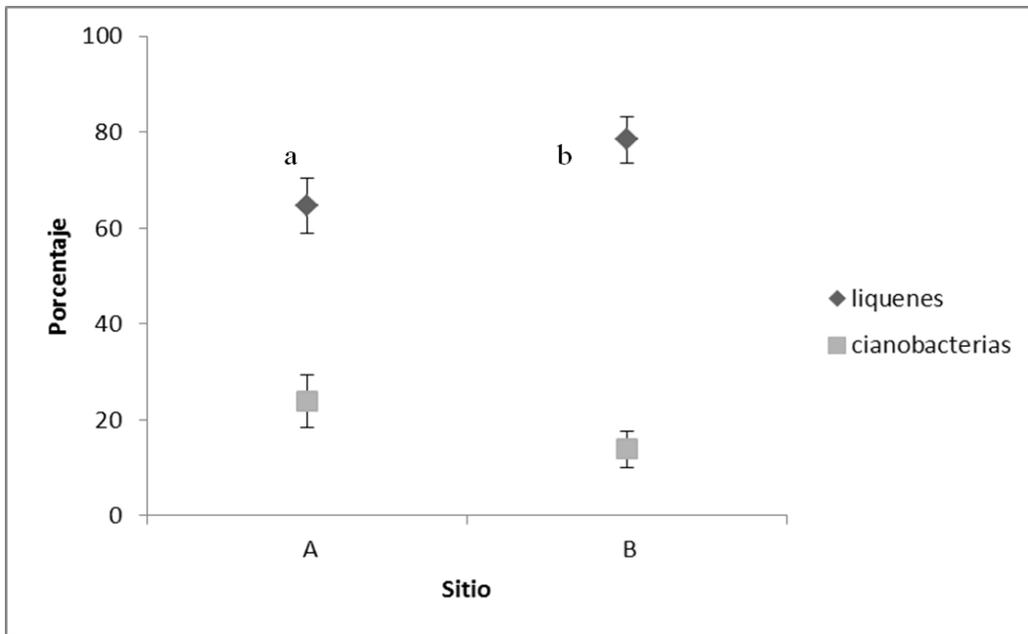


Figura 3. Porcentaje (promedio \pm error estándar) de líquenes y cianobacterias de las costras biológicas en los sitios de estudio. Para cada grupo de organismos, las letras minúsculas significan que existen diferencias significativas entre los sitios.

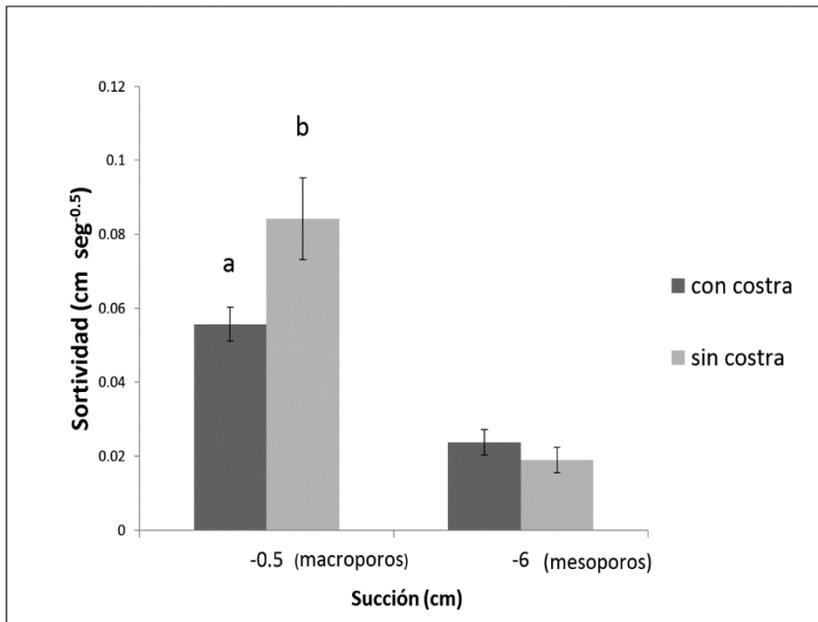
4.2 Infiltración

4.2.1 Sortividad

Los resultados de la sortividad se muestran en la figura 4. En el sitio A, la sortividad con costra fue menor ($0.0557 \pm 0.0046 \text{ cm seg}^{-0.5}$) que sin costra ($0.0842 \pm 0.0111 \text{ cm seg}^{-0.5}$), cuando la presión fue de -0.5 cm . Estas diferencias fueron significativas ($t = 2.382$; g.l. = 8.018; $p = 0.044$). Cuando la presión fue de -6 cm , la sortividad con costra ($0.023 \pm 0.003 \text{ cm seg}^{-0.5}$) y sin costra ($0.018 \pm 0.003 \text{ cm seg}^{-0.5}$) fueron similares ($t = 0.973$; g.l. = 12; $p = 0.35$).

En el sitio B, la sortividad con costra fue mayor ($0.098 \pm 0.009 \text{ cm seg}^{-0.5}$) que sin costra ($0.076 \pm 0.003 \text{ cm seg}^{-0.5}$), cuando la presión fue de -0.5 cm , aunque estas diferencias fueron marginalmente significativas ($t = 2.113$; g.l. = 12; $p = 0.056$). Cuando la presión fue de -6 cm , no hubo diferencias significativas ($t = 1.15$; g.l. = 12; $p = 0.270$) en la sortividad con costra ($0.045 \pm 0.004 \text{ cm seg}^{-0.5}$) y sin costra ($0.051 \pm 0.003 \text{ cm seg}^{-0.5}$).

A)



B)

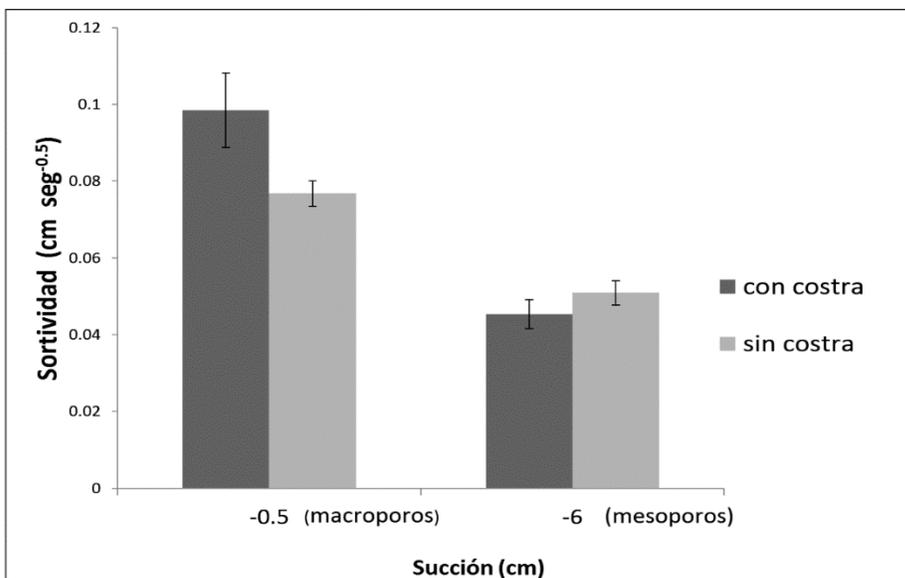


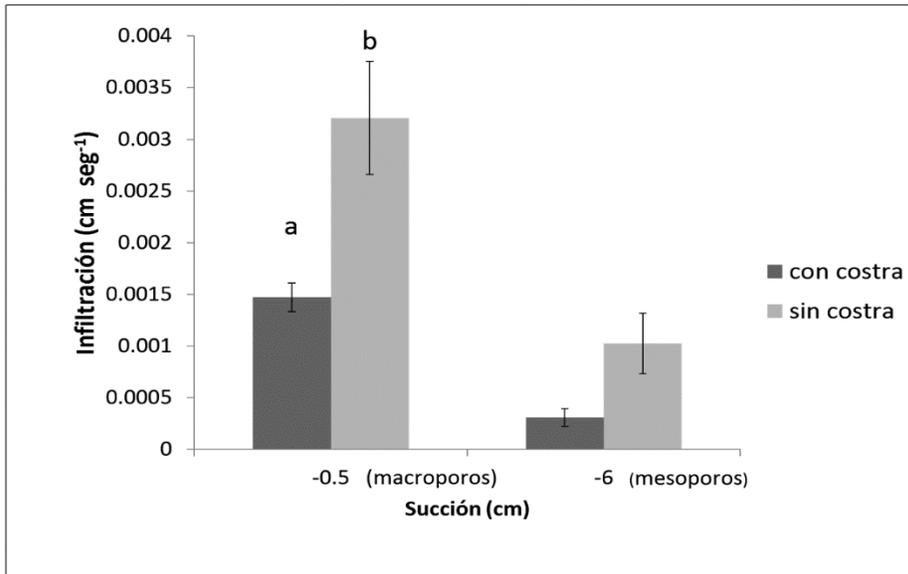
Figura 4. Sortividad (promedio \pm error estándar) en suelos con costra y sin costra biológica, en los sitios de estudio. A = Sitio A, B = Sitio B. Las letras encima de las barras indican que existen diferencias entre los tratamientos.

4.2.2 Capacidad de infiltración

Los resultados de la capacidad de infiltración revelaron que en el sitio A, la infiltración con costra fue significativamente menor ($0.0014 \pm 0.00013 \text{ cm seg}^{-1}$) que sin costra ($0.0032 \pm 0.0005 \text{ cm seg}^{-1}$; $t = 3.078$; g.l. = 6.71; $p = 0.019$), cuando la presión fue de -0.5 cm . Cuando la presión fue de -6 cm , la infiltración con costra también fue menor ($0.00031 \pm 0.00009 \text{ cm seg}^{-1}$) que sin costra ($0.00103 \pm 0.000293 \text{ cm seg}^{-1}$), aunque estas diferencias fueron marginalmente significativas ($t = 2.346$; g.l. = 7.1; $p = 0.051$).

En el sitio B, la infiltración con costra fue mayor ($0.00233 \pm 0.00031 \text{ cm seg}^{-1}$) que sin costra ($0.000419 \pm 0.00013 \text{ cm seg}^{-1}$), cuando la presión fue de -0.5 cm . Estas diferencias fueron significativas ($t = 5.637$; g.l. = 12; $p = 0.000$). Cuando la presión fue de -6 cm , la infiltración con costra ($0.000205 \pm 0.00007 \text{ cm seg}^{-1}$) y sin costra ($0.000133 \pm 0.00002 \text{ cm seg}^{-1}$) fueron similares ($t = 0.583$; g.l. = 1.123; $p = 0.655$).

A)



B)

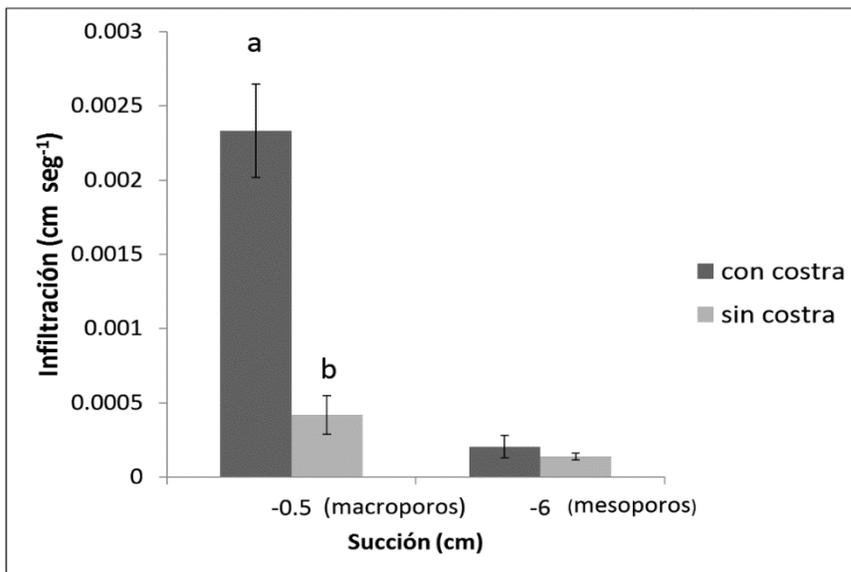


Figura 5. Capacidad de infiltración (promedio \pm error estándar) en suelos con costra y sin costra biológica, en los sitios de estudio. A = Sitio A, B = Sitio B. Las letras encima de las barras indican que existen diferencias entre los tratamientos.

4.3 Propiedades físicas y químicas del suelo

El suelo presentó propiedades relativamente similares en ambos sitios (Cuadro 1). La textura varió entre franco y franco arcillosa, la estabilidad de los agregados fue baja (17.84-18.58%), el contenido de materia orgánica fue moderadamente pobre (1.37-1.47%) y el pH ligeramente alcalino (7.78-7.92). La densidad real varió entre 2.49-2.51 g/cm³. No obstante, los suelos del sitio A tuvieron una densidad aparente alta (1.31 g/cm³) y una porosidad media (47.32%), mientras que los suelos del sitio B tuvieron una densidad media (1.24 g/cm³) y una porosidad alta (50.39%).

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas (promedio \pm error estándar) del suelo en donde se midió la infiltración. Para cada propiedad, las letras indican diferencias significativas entre los sitios.

Propiedad	Sitio	
	A	B
Arenas (%)	36.97 \pm 4.25	35.37 \pm 1.55
Limos (%)	41.66 \pm 2.92	39.57 \pm 0.54
Arcillas (%)	21.37 \pm 1.59	25.06 \pm 1.65
Densidad aparente (g/cm ³)	1.31 \pm 0.02 a	1.24 \pm 0.01 b
Densidad real (g/cm ³)	2.49 \pm 0.02	2.51 \pm 0.02
Porosidad (%)	47.32 \pm 0.76 a	50.39 \pm 0.35 b
Estabilidad de agregados (%)	18.54 \pm 2.01	17.84 \pm 1.20
Materia orgánica (%)	1.37 \pm 0.10	1.47 \pm 0.14
pH	7.78 \pm 0.04 a	7.92 \pm 0.02 b

5. DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo muestran que las CBS y las características edafológicas son similares entre las terrazas estudiadas. No obstante, el efecto de las CBS sobre la infiltración (sortividad y capacidad de infiltración) fue contrastante y varió dependiendo de las terrazas.

En cuanto a la composición de las CBS, en este trabajo se encontraron 5 especies de líquenes, dentro de las cuales las más comunes fueron *Endocarpon sp.* y *Placidium sp.* También se encontraron 5 especies de cianobacterias, las más comunes fueron *Scytonema javanicum*, *Schyzotrrix sp.* y *Chroococciopsis sp.* Estas especies coinciden con las especies reportadas en otros trabajos hechos en esta misma zona (Rivera *et al.*, 2006; Mendoza, 2012). Por ejemplo, todas las especies encontradas coinciden con las reportadas anteriormente por Rivera *et al.* (2006), quienes encontraron 8 especies de líquenes y 7 de cianobacterias. Mendoza (2012) reportó 16 especies de líquenes y 5 de cianobacterias, las cuales incluyen las especies encontradas en este trabajo. Tanto en el sitio A como en el sitio B, los líquenes tuvieron la mayor cobertura, seguidos por las cianobacterias. En este estudio no se encontraron musgos debido a que se trabajó en espacios abiertos y en estos sitios no existen las condiciones necesarias de sombra y humedad para su establecimiento y proliferación (Belnap, 2006). Coincidente con este trabajo, Maestre *et al.* (2002) mencionan que en los sitios abiertos las CBS están compuestas básicamente por cianobacterias y líquenes.

Los resultados de sortividad y de infiltración mostraron un patrón inverso entre los sitios. En el sitio A las CBS tienen un efecto negativo ya que la sortividad y la infiltración aumentaron cuando la CBS fue removida. En cambio en el sitio B se

observó un patrón en el cual tanto la sortividad como la infiltración fueron mayores cuando las CBS estuvieron presentes. Las diferencias entre los resultados pueden deberse a la composición de la CBS y a los factores físicos del suelo, específicamente a la densidad aparente y a la porosidad.

De este modo, en el sitio A en donde el suelo tuvo una mayor compactación y menor porosidad, los componentes de la CBS pueden tener un efecto negativo al tapar los poros del suelo. Es bien sabido que las cianobacterias y las rizinas de los líquenes utilizan los poros del suelo como hábitat (Belnap, 2003), si a esto añadimos la mayor compactación del suelo da como resultado una capa impermeable. Esta idea coincide con los resultados que obtuvo Eldridge (2000), quien analizó el efecto de las costras sobre la infiltración en un desierto australiano y encontró que la infiltración era significativamente mayor en los sitios sin costra que en aquellos que la presentaban. Eldridge adjudicó estos resultados a que tras quitar la costra, el suelo quedó con una mejor estructura en la superficie. De acuerdo con estas ideas, es posible que la remoción de la CBS en el sitio A haya dejado expuesta una mejor estructura del suelo por lo que la infiltración del agua aumentó significativamente.

En el sitio B, la infiltración fue significativamente mayor en los sitios con CBS debido probablemente a que el suelo tuvo menor compactación, mayor porosidad y mayor proporción de líquenes. Los líquenes pueden absorber grandes cantidades de líquido dependiendo del contacto con el suelo (Miralles, 2011). Podemos pensar que los líquenes del sitio B están en mejor contacto con el suelo debido a que existe una menor compactación que en el sitio A, de ese modo las rizinas pueden interactuar más fácilmente con el suelo y tener un mejor contacto, favoreciendo el

paso de agua y gases a través de la superficie del suelo. Este efecto se incrementó debido a que en el sitio B existe una mayor cantidad de líquenes.

La mayor densidad aparente y menor porosidad del suelo en el sitio A puede deberse a que en este sitio el número e intensidad de las actividades humanas es mayor que en el sitio B (Godínez Álvarez y Lira, 2012). El sitio B se encuentra menos perturbado probablemente debido a su lejanía del pueblo y su dificultad de acceso.

Las diferencias entre los sitios descritas anteriormente fueron observadas cuando la presión fue de -0.5 cm. Sin embargo, estas diferencias no se observaron claramente cuando la presión fue de -6 cm. Estos resultados sugieren que el efecto de las costras sobre la infiltración es mayor cuando el agua se mueve por macroporos que por mesoporos, pues en los macroporos el agua se mueve por macroporos por la acción de las fuerzas físicas como la capilaridad y principalmente la gravedad, (Filgueira et al. 2006; Regalado et al. 2003).

Por último, es importante mencionar que tanto en el sitio A como en el sitio B algunos valores fueron marginalmente significativos (Sitio A: Capacidad de infiltración, -6 cm y Sitio B: Sortividad, -0.5 cm), los cuales apoyan las tendencias encontradas en este estudio. Es muy probable que con un mayor esfuerzo de muestreo estos resultados hubieran sido significativos. También debemos de mencionar que en ambos sitios, pero mayormente en el sitio B, los valores tuvieron una alta variación debido probablemente a la alta heterogeneidad del suelo relacionada con las arcillas, las ramas, las piedras y las fisuras del suelo.

6. CONCLUSIÓN

Los resultados de esta tesis sugieren que el comportamiento de las CBS depende principalmente de la compactación del suelo, de la porosidad y de la cantidad de líquenes. En los sitios con alta compactación y baja porosidad, las CBS pueden formar una capa impermeable, lo cual limita la infiltración y aumenta el riesgo de erosión del suelo.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Belnap, J., Hilty, K., Leonard, E. y Eldridge, D. 2001. TR-1730-2 – Biological Soil Crusts: Ecology and Management. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management.

Belnap, J. y Lange, O. L. (Eds.). 2003. Biological Soil Crusts: Structure, Function and Management. Springer, Berlin.

Belnap, J. 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological processes* 20: 3159-3178.

Bowker, M. A., Belnap, J., Chaudhary, B. V., Johnson, C. N. 2008. Revisiting classic water erosion models in drylands: The strong impact of biological soil crusts. *Soil biology & biochemistry*. 40: 2309-2316.

Castillo, M. A. P., Bowker, M. A., Maestre, T. f., Rodríguez, E. S., Martínez, I., Barraza, Z. C. E., Escolar, C. 2011. Relationships between biological soil crusts, bacterial diversity and abundance, and ecosystem functioning: Insights from a semi-arid Mediterranean environment. *Journal of vegetation science*. 22: 165-174.

Chamizo, S., Rodríguez, C. E., Miralles, M. I., Afana, A., Lázaro, R., Domingo, F., Calvo, C. A., Sole-Benet, A., Canton, Y. 2010. Características de las costras físicas y biológicas del suelo con mayor influencia sobre la infiltración y la erosión en ecosistemas semiáridos. *Revista ecológica de montaña*. 165: 69-96.

Chamizo, S., Canton, Y., Rodríguez-Caballero, E., Domingo, F., Escudero, A. 2012. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: A complex balance between biological soil crust features and rainfall characteristics. *Journal of hydrology*. 452-453: 130-138.

Chartier, M. P., Rostagno, C.M. y Pazos, G.E. 2011. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of arid environments* 75: 656-661.

Diaz, G. R. 2010. Efecto de las costras microbióticas en las propiedades físicas y químicas de dos suelos en las terrazas aluviales de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Tesina de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México- F.E.S. Iztacala. 39 p.

Eldridge, D. J. 1993. Cryptogam cover and soil surface condition: effects on hydrology on a semiarid Woodland soil. *Arid soil research and rehabilitation* 7:203-217.

Eldridge, D. J., Tozer, M. E., Slagen, S. 1997. Soil hydrology is independent of Microphytic Crust Cover: Further Evidence from a Wooden Semiarid Australian Rangeland. *Arid soil research and rehabilitation* 11: 113-126.

Eldridge, D. J., Rosentreter, R. 1999. Morphological groups: a framework for monitoring microphytic crust in arid landscapes. *Journal of Arid Environments* 41: 11-25.

Eldridge, D. J., Zaady, E., Shachak, M. 2000. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel. *Catena*. 40: 323-336.

Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, T. F., Alonso, P., Mau, L. R., Papadopoulos, J., Escudero, A. 2010. Interactive effects of three ecosystem Engineers on infiltration in a semi-arid Mediterranean grassland. *Ecosistemas* 13: 499-510.

Filgueira, R. R., Soracco, C. G., Sarli, G. O., Fournier, L. L. 2006. Estimación de propiedades hidráulicas de suelos por mediciones de campo y el uso de modelos de flujo estacionario y transitorio. *C1 Suelo (Argentina)*. 24:1-10.

Gaytan, J. S. 2011. Evaluación ecológica de las terrazas aluviales del valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Godínez, A. H. O., Lira, S. R. 2012. La desertificación en las terrazas fluviales del valle de Zapotitlán Salinas: una evaluación de los atributos de suelo y vegetación

en el contexto de las actividades productivas. Informe final de proyecto IN211410. UBIPRO, FES Iztacala, UNAM.

Granados, S. D., Sánchez, G. A. 2003. Clasificación fisonómica de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra latinoamericana*. 21: 321-332.

Maestre, F. T., Castillo, M. A. P. 2011. La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista chilena de historia natural*, 84:1-21.

Mendoza, O. L. M. 2012. Relación entre las propiedades físicas y químicas del suelo y la distribución y abundancia de las costras biológicas en las terrazas aluviales del valle de Zapotitlán Salinas, México. Tesis de maestría. Facultad de Estudios Superiores, Iztacala - Universidad Nacional Autónoma de México. 71pp.

Miralles, M. I., Canton, Y., Solé-Benet, A. 2011. 2D-porosity of crusted silty soils: indicators of soil quality in semiarid rangelands?. *Soil Science Society of America Journal*. 75: 1289-1309.

Muñoz, I. D. J. 2008. Monitoreo de propiedades físicas y químicas de un suelo aluvial de un ambiente semiárido del sur de México, para la búsqueda de indicadores que se relacionen con el estado de conservación y/o degradación del suelo. Tesis de Doctorado. Facultad de Filosofía y Letras - Universidad Nacional Autónoma de México. 77 p.

Muñoz-Iniestra, D. J., López, G. F., Hernández, M. M., Soler, A. A. y López, G. J. 2009. Impacto de la pérdida de la vegetación sobre las propiedades de un suelo aluvial. *Terra Latinoamericana* 27: 237-246.

Muñoz, I. D. J., López, G. F., Hernández, M. M. M., Soler, A. A. y López, G. J., Mendoza, C. A. 2012. Edafología. Manual de métodos de análisis de suelo. UNAM, México.

Osorio, B. O., Valiente-Banuet, A., Dávila, P. y Medina, R. 1996. Tipos de vegetación y diversidad b en el Valle de Zapotitlán de las Salinas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 59: 35-58.

Plaster, J. E. 2005. La ciencia del suelo y su manejo. Thompson, Madrid. 419 p.

Quiñones, V. J.J., Castellanos, P. E., Valencia, C. C. M., Martínez, R. J.J., Sánchez, O. T. y Montes, G. C. A. 2009. Efecto de la costra biológica sobre la infiltración de agua en un pastizal. *Terra latinoamericana* 27: 287-293.

Regalado, C. M., Ritter, A., Álvarez, B. J., Muñoz, C. R. 2003. Medida de la sortividad del suelo con el permeámetro de Phillip-Dunne. *Estudios de la zona no saturada del suelo*. 7:

Rivera, A. V., Montejano, G., Rodríguez, Z. S. y Duran, D. A. 2006. Distribution and composition of cyanobacteria mosses and lichens of the biological soil crusts of the Tehuacán Valley, Puebla, México. *Journal of arid environments* 67: 208-225.

Shuqin, G., Xuehua, Y., Yu, C. y Ming, D. 2010. Effects of biological soil crusts on profile distribution of soil water, organic carbon and total nitrogen in Mu Us Sandland, China. *Journal of plant ecology* 3: 279-284.

UBIPRO. 2003. Evaluación del deterioro ambiental, restauración, y conservación ecológica y manejo sustentable de recursos naturales en la subcuenca baja de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Informe de Actividades. UBIPRO. FES Iztacala. UNAM.

Valiente-Banuet, A., Casas, A., Alcántara, A., Dávila, P., Flores-Hernández, N., Arizmendi, Ma. del C., Villaseñor, J. L. y Ortega, R. J. 2000. La vegetación del Valle de Tehuacán Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67: 24-74.