



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

“CORRELACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE AMEBAS
DESNUDAS CON LOS FACTORES FISICOQUÍMICOS DEL
SUELO EN UNA TERRAZA DEGRADADA DE LA CUENCA BAJA
DEL RÍO SALADO, ZAPOTITLÁN DE LAS SALINAS, PUEBLA”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A

ERNESTINA GONZÁLEZ LOZANO

DIRECTOR DE TESIS: DR. SALVADOR RODRÍGUEZ ZARAGOZA

Tlalnepantla, Edo. de México

Septiembre, 2005



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.

El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de Microbiología en la Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), bajo la dirección del **Dr. Salvador Rodríguez Zaragoza**, a quien agradezco infinitamente su total apoyo y orientación en torno al trabajo. De igual forma agradezco a los miembros del Comité Tutorial: **Dr. Víctor M. Rivera Aguilar** (FES Iztacala) y la **Dra. Ma. del Pilar Ortega Larrocea** (Instituto de Geología) por sus consejos durante el transcurso y culminación del trabajo.

Gracias a la **Dra. Carmen González Chávez** (Colegio de Posgraduados) y a la **Dra. Nathalie Cabirol** (Instituto de Ingeniería) por su participación como miembros del jurado y por sus observaciones en la edición final del trabajo.

Este estudio contó con el apoyo de

Proyecto CONACYT–SEMARNAT 2002- C01 – 0790/A1

Gracias a la Dirección General de Estudios del Posgrado por el apoyo recibido para la impresión de la tesis.

Dedico esta tesis a mis hijos Iván Tlacaélel y Ana Cecilia.

Quiero agradecerles a mis padres por su apoyo, a mis amigas, Teresa Gonzáles Ruiz del Laboratorio de Microbiología, por toda su ayuda, a Ma. de Lourdes Gonzáles Pérez, Rebeca Rivera de la Rosa y Conchita Arana Profesoras del colegio de bachilleres por que me han impulsado a seguir adelante.

ÍNDICE

Resumen	1
Introducción	3
Objetivos	9
Hipótesis	9
Materiales y métodos	10
• Área de estudio	10
• Toma de muestras	11
• Determinación de parámetros fisicoquímicos del suelo	12
• Análisis estadístico	13
Resultados	14
• Variación en el tiempo de los factores fisicoquímicos	14
• Similitud de los microambientes con los factores fisicoquímicos	19
• Comunidad de amebas desnudas	22
• Similitud entre los microambientes por su comunidad de amebas	27
• Análisis de componentes principales (correlación múltiple)	28
Discusión	29
Conclusión	38
Referencias	39
Anexos	45

RESUMEN

La Pérdida de biodiversidad es consecuencia de la degradación del suelo y tiene un fuerte impacto en la estabilidad del ecosistema. La riqueza de especies de amebas desnudas, puede servir para tener una idea de la situación en que se encuentra el suelo. El objetivo de este estudio fue correlacionar la variación de la riqueza de especies de amebas desnudas con los factores fisicoquímicos del suelo en dos terrazas de la cuenca baja del río salado en Zapotitlán Salinas. Una de las terrazas presenta formación de tierras malas. Las muestras de ambas terrazas fueron tomadas de 0 a 10 cm de profundidad en tres microambientes, 1) influido por las raíces de una leguminosa (*Prosopis laevigata*); 2) de una cactacea (*Pachycereus hollianus*) y 3) el interespacio, los muestreos se realizaron cada cuatro semanas de julio a octubre de 2002 para observar la variación en el cambio de estación seca a húmeda. Los factores fisicoquímicos y la riqueza de especies de amebas desnudas presentaron diferencias significativas entre microambientes y entre terrazas. Los resultados mostraron que los géneros *Vahlkampfia*, *Platyamoeba*, *Mayorella*, *Hartmannella* y *Acanthamoeba* tuvieron la mayor frecuencia de aparición. El ensamblaje de especies fue diferente para cada microambiente. El número de especies identificadas fue mayor en la terraza conservada y en los microambientes influidos por la zona de raíces que funcionaron como islas de fertilidad. El análisis de componentes principales mostró que un cuarto de la varianza que se presentó en la comunidad de amebas desnudas está relacionada con pH, porosidad y densidad real. En el presente estudio se observa que la respuesta de la comunidad de amebas desnudas a la degradación del suelo fue la pérdida de especies, un ligero cambio en el ensamblaje de las mismas y una baja correlación con los factores fisicoquímicos medidos entre los que pH, porosidad y densidad real fueron los más importantes.

SUMMARY

Biodiversity loss is a consequence of soil degradation and has strong impact on ecosystem stability. Species richness of naked amoeba may serve for having a notion of the soil stage. The objective of this study was to correlate the variation of species richness of naked amoeba with the soil's physicochemical factors from two terraces at the lower basin of "El Salado" River in Zapotitlán Salinas. One of such terraces is transiting to formation of badlands. Samples from both terraces were taken at 0 – 10 cm depth in three microenvironments 1) Soil under leguminous tree *Prosopis laevigata* 2) Soil under cactus *Pachycereus hollianus* and 3) Interspace soil. Samplings were done every fourth weeks from July to October 2002, to observe the variation at the dry to wet season change. The physicochemical factors and the species richness of naked amoeba were significantly different between the microenvironments and between terraces. The genera *Vahlkampfia*, *Platyamoeba*, *Mayorella*, *Hartmannella* and *Acanthamoeba* had the highest frequency. The species ensemble was different between each microenvironment and the species number bigger in the conserved terrace and the microenvironments under plants as they functioned as fertility islands. The principal components analysis showed that 23.9% of the variation of the naked amoeba community was related with pH, porosity and real density. In this study was observed that the answer of the naked amoeba community to soil degradation was the species loss, change in the species ensemble and a low correlation with the measured physicochemical factors among which pH, porosity and real density were the most important ones.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso básico para el mantenimiento de un ecosistema diverso, productivo y que sustente los servicios que ofrece. Por lo que, la protección y la conservación del suelo son particularmente importantes, sobre todo cuando se trata de ecosistemas frágiles y ecológicamente vulnerables tales como las zonas áridas y semiáridas (Albadejo *et al.*, 1998), las cuales suman alrededor del 60% de la superficie que ocupa nuestro país (Rzedowsky, 1978).

Por lo general, la mayor actividad biológica en los ecosistemas se relaciona con la época de mayor humedad. Por esto, los ecosistemas áridos son más vulnerables a las actividades humanas, puesto que la extracción de biomasa sobrepasa la tasa de recuperación o de formación de nueva biomasa.

Debido a que el periodo de disponibilidad de humedad es muy estrecho y el periodo de productividad muy corto, la biomasa no se alcanza a recuperar del impacto de las actividades humanas, ocasionando la degradación del ecosistema.

Un ecosistema degradado se define como aquel en que la entrada de energía se ha reducido, o bien, la pérdida de energía se ha incrementado por causas naturales o por la intervención humana. La degradación ambiental es la alteración del ecosistema que efectivamente reduce la productividad del planeta (Landa *et al.*, 1997).

Una de las zonas áridas de México de mayor importancia ecológica es el valle de Tehuacán–Cuicatlán, el cual se considera como centro de megadiversidad y endemismo a nivel mundial por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Dávila, 1997).

El estado actual de la Subcuenca de Zapotitlán revela la existencia de procesos de erosión hídrica y eólica, deterioro químico, físico y biológico, que se manifiestan en diferentes grados, afectando seriamente a toda esa zona. Sin embargo, existen zonas conservadas y con diferentes tasas de degradación.

La degradación natural en una de las terrazas aluviales de Zapotitlán ha ocasionado la formación de tierras malas definidas como áreas de poco o nulo valor económico desprovistas de vegetación, densamente disecadas, donde el suelo ha desaparecido o perdido su fertilidad (Bouma e Imeson 2000 ; Torri *et al.*, 2000).

La degradación del suelo en sus primeras etapas pasa desapercibida, solo se nota cuando el problema comienza a ser grave, por ejemplo cuando disminuye la productividad agrícola o cuando la pérdida de cobertura vegetal es muy evidente (Tolba *et al.*, 1992).

Lo que ha impedido determinar el estado del suelo en las primeras etapas de degradación, es la idea que se tiene de éste como un material inerte y no como un sitio dinámico donde interactúan los factores bióticos y abióticos (Tolba *et al.*, 1992; Morgan, 1995).

Tradicionalmente, la calidad del suelo se asocia con la productividad. Recientemente, la definición se amplía para incluir la capacidad del suelo para funcionar dentro del ecosistema vinculado al soporte de productividad biológica, principalmente con la calidad ambiental y la promoción de salud de las plantas y los animales (Herrick, 2000).

La calidad del suelo depende de ciertas propiedades físicas, químicas y biológicas, para determinar el estado en que éste se encuentra y para el desarrollo de prácticas de manejo adecuadas se requiere seleccionar las propiedades más sensibles. Una alternativa para comenzar el diagnóstico de la situación de los suelos la ofrecen los microorganismos que viven en él. El conocimiento de la dinámica de los microorganismos del suelo en los primeros estadios de la degradación puede servir para diseñar estrategias que sirvan para mejorar el manejo del sistema.

El suelo es un sistema dinámico donde las actividades biológicas promueven el ciclo de nutrimentos que sostienen el ecosistema terrestre. La composición orgánica es el producto de la actividad biológica e involucra el paso de materia y energía a través de los detritus de las redes alimentarias, las cuales se sostienen principalmente por tejidos muertos de plantas y exudados de raíces, con poco aporte de fuentes animales. La materia orgánica es un factor modificador de la estructura del suelo. Los minerales se encuentran en sus formas iónicas o como partículas de un intervalo amplio de tamaño (Paul y Clark, 1989).

La materia orgánica es considerada como un importante indicador de calidad del suelo. Sin embargo, el contenido de materia orgánica cambia muy lentamente y por lo general se requieren muchos años para detectar cambios resultantes de las perturbaciones (Guo y Berry, 1998). En cambio, hay evidencias que muestran que los procesos microbiológicos pueden responder a los cambios en una escala de tiempo más corta que otras propiedades del suelo (Jiménez *et al.*, 2002).

La capacidad del suelo para continuar con su mismo potencial de uso en el futuro depende de la resistencia a la degradación y su flexibilidad o potencial para recuperarse a perturbaciones siguientes. La vulnerabilidad de un suelo a la degradación depende, entre otros factores, del clima (precipitación pluvial, radiación, temperatura y viento), la topografía y las condiciones del suelo (textura, estructura y estado nutricional) y de la vegetación natural o inducida (CONAZA-SEDESOL, 1994). Por ello, son necesarios estudios que claramente definan el vínculo entre organismos, procesos, propiedades y función del ecosistema (Herrick, 2000).

La porosidad del suelo tiene influencia sobre la concentración de oxígeno y la distribución de microorganismos. La dinámica poblacional de los microorganismos edáficos la influyen características físicas y químicas del suelo, tales como: humedad, temperatura, tamaño de los agregados, salinidad, pH, etc. (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

La relación que existe entre las características del suelo y las especies que lo habitan se puede utilizar para tener una idea de la situación de agotamiento o recuperación que guarda el primero.

Se considera que la estabilidad del ecosistema en general tiene una estrecha relación con la biodiversidad (Philippi *et al.*, 1998), pues las particularidades de los organismos que componen los ecosistemas le permiten a éstos ser más o menos resistentes a las perturbaciones, y determinan el tiempo de respuesta y de regreso al equilibrio (Stout, 1980). Lo anterior es de gran importancia para el ciclo de los nutrientes, especialmente en el suelo.

La degradación se asocia con la pérdida de la biodiversidad, la reducción en la riqueza de especies trae como consecuencia que el sistema sea más sensible a las perturbaciones, pero puede seguir funcionando con las pocas especies que sobreviven (Bamforth, 1995).

La presión ambiental que se ejerce sobre las comunidades microbianas, vegetales y animales provoca que las especies más sensibles se eliminen del sistema, mientras que puede beneficiar a otras especies que tenían una participación marginal, las cuales pueden establecer relaciones de competencia, depredación, parasitismo, etc., en una situación de ventaja con respecto a otros organismos. De esta forma, cuando se analiza la comunidad después de un régimen de perturbaciones, puede haber un cambio en el ensamblaje de las especies (Allison, 2004).

La distribución y la abundancia de las especies dentro de la comunidad, se representa usualmente como intervalo de abundancia o curvas de diversidad-dominancia, donde un eje de la curva representa el número de especies y el otro la abundancia. La estructura de la comunidad se explica por la forma de la curva intervalo-abundancia (Murray *et al.*, 1999). La forma de la curva es de gran interés, ya que se considera que cuando la curva tiene forma cóncava la comunidad está en equilibrio (Odum, *et al.*, 1979). La distribución log normal, se asocia a comunidades en equilibrio, con especies competitivas que interactúan. El cambio en los patrones para abundancia de las especies desde una serie geométrica a una log normal o viceversa, expresa un cambio importante en el grupo de especies que la curva representa (Nummelin, 1998).

Las comunidades microbianas determinan la capacidad que tiene el suelo para recuperarse de las perturbaciones. El estado microbiano del suelo es un factor clave para la producción sostenible, pues asegura funciones del ecosistema tales como: descomposición de la materia orgánica, génesis estructural del suelo y, con ello, ciclo de los nutrientes (Griffiths *et al.*, 2001). Los organismos tales como las bacterias y los hongos ejecutan y regulan la mayor transformación de materia orgánica, el flujo de carbono y el ciclo de nutrientes en el ecosistema terrestre. Los protozoarios, y en particular las amebas desnudas, incrementan la mineralización de la materia orgánica a través del consumo de bacterias y la excreción aproximada del 60 % de sus nutrientes ingeridos al suelo (Ekschmitt y Griffiths, 1998; Griffiths *et al.*, 2001).

La biodiversidad de las comunidades microbianas es tal, que hay un alto grado de redundancia funcional en las especies presentes, y por lo tanto un alto grado de flexibilidad en las funciones biológicas (Griffiths *et al.*, 2001).

La importancia funcional de la riqueza de especies depende de la composición de los grupos tróficos de la comunidad del suelo y de la configuración de los parámetros ambientales y su variación espacio temporal (Guo y Berry, 1998). Por ello, el análisis de la riqueza de especies de amebas es importante para entender los procesos críticos en el sostenimiento de la capacidad del suelo para la producción de biomasa.

El cambio en el uso del suelo modifica la riqueza de especies de protozoarios, el cual puede deberse a varias causas, entre las que destacan: cambio en la tasa de mortalidad, tasa de reproducción o en la capacidad de enquistamiento (Côteaux y Darbyshire, 1998).

Las especies coexisten porque explotan diferentes recursos, utilizan huecos y refugios parciales en espacio y tiempo, los que ocurren por cambios en la heterogeneidad natural.

El análisis de la riqueza de especies dentro de cada nivel trófico es importante para entender los procesos críticos del suelo. Un gremio pobre en especies, realiza las funciones ecológicas en ambientes fluctuantes y heterogéneos menos eficientemente que un gremio rico (Ekschmitt y Griffiths, 1998; Griffiths *et al.*, 2001).

Los protozoarios son probablemente los consumidores más importantes de bacterias, seguidos por los nemátodos. La selección de presas se hace generalmente con base en el tamaño, la estructura de la colonia o si la célula presa se unen, agregan o desunen al sustrato. La depredación selectiva puede tener efecto significativo en la regulación de las comunidades microbianas.

Existen numerosos factores que pueden afectar la riqueza de especies, como son: las interacciones tróficas, la heterogeneidad del hábitat espacial y temporal, la disponibilidad de recursos y el tipo de perturbaciones, que son diferentes en cada microambiente y en cada terraza. La influencia que tiene la zona de raíces de cada planta sobre la diversidad de organismos que se pueden establecer en ésta, depende del tipo de planta, de su fisiología y del tipo de exudados radicales que permiten el establecimiento de diferentes especies, las cuales interactúan entre sí y con la planta.

En general, los protozoarios son más abundantes en el suelo con cobertura vegetal que en los espacios entre plantas debido, posiblemente, a la fuente de nutrimentos, tales como las bacterias y la materia orgánica que se encuentra en la zona de raíces. Estas zonas funcionan como islas de fertilidad dentro del desierto. Una isla de fertilidad posibilita la persistencia de algunos organismos cuando el ecosistema natural es menos habitable debido a las tensiones ambientales (Robinson *et al.*, 2002).

Existe gran diversidad de protozoarios en los ecosistemas terrestres, entre los cuales las amebas desnudas comprenden del 50 % al 90 % de los protozoarios de la hojarasca del suelo. En algunos ecosistemas de zonas áridas de Australia, las amebas se presentan en dos ordenes de magnitud más abundantes que los ciliados (Anderson, 2000). Por lo que, la persistente presencia de las amebas desnudas, hace de éstas un componente clave en el funcionamiento de los ecosistemas, puesto que forman parte de las redes tróficas del suelo donde regulan las poblaciones bacterianas y a su vez, son presa de otros eucariontes,

participando en la conversión de nutrientes en biomasa, lo que es crucial para la conservación del flujo de éstos en el suelo.

Las amebas se alimentan de bacterias, de algas (Page,1988), de hongos, de otras amebas (Chakraborty y Old, 1985; Page,1988), de rotíferos y nemátodos (Mast y Root, 1916) e incluso las que son omnívoras como el caso de *Acanthamoeba*. A pesar de la diversidad de grupos de presas que consumen los protozoarios, los estudios se han enfocado en mayor medida hacia los bacterívoros, porque en ellos se centra el reciclaje de nutrientes del suelo, ya que liberan los nutrientes fijados en la biomasa bacteriana (Neher, 1999).

Los protozoarios tienen, además, la propiedad de poseer ciclos de vida muy cortos por lo que ofrecen respuestas muy rápidas a los cambios ambientales (Madoni,1994). Las amebas de vida libre (AVL) viven en un amplio intervalo de ambientes diversos. Sin embargo, su estudio se complica por su tamaño y la escala del ecosistema (Rodríguez-Zaragoza, 1994). Las AVL viven en la interfase suelo-agua, agua-animal, agua-planta, agua-aire, etc. donde se alimentan de bacterias, hongos, levaduras, algas y otros protozoarios incluyendo amebas (Rodríguez-Zaragoza *et al.*, 2005).

La composición de especies y su número en los sistemas edáficos, depende de las adaptaciones de las AVL a los factores bióticos y abióticos. La distribución de algunas especies depende de su capacidad para sobrevivir bajo condiciones adversas, para lo cual, las AVL han desarrollado estrategias como la formación de quistes (Page, 1988).

Existen especies que no forman quistes, como en los géneros *Mayorela* y *Amoeba*, las cuales pueden tomar ventaja de los pulsos de comida temporal, aunque estas especies si no encuentran comida pueden morir en un tiempo relativamente corto. En cambio, las AVL que forman quistes pueden sobrevivir mayor tiempo durante periodos de escasez de comida. Sin embargo, éstas no pueden tomar ventaja de los pulsos de recursos hasta que la cantidad de comida sea suficiente para activar el proceso de exquistamiento, lo que explica las variaciones temporales en la frecuencia de aparición de algunas especies (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

Poco se sabe acerca de cómo cambian las comunidades de amebas en respuesta a la variación de las condiciones del suelo y el papel ecológico de éstas se entiende menos que el papel de los ciliados y flagelados y dado el incremento en las evidencias de su

abundancia en ambientes terrestres, se debe documentar mejor su importancia ecológica (Bass y Bischoff, 2001).

Este trabajo pretende contribuir al entendimiento de la respuesta de la comunidad de amebas desnudas ante la degradación del suelo. Como consecuencia de la degradación del suelo hay disminución de la productividad del sistema, lo que, a su vez, también repercute en la diversidad de organismos presentes en el sistema edáfico de los cuales se alimentan las amebas. Por ello, se piensa que habrá una respuesta de la comunidad de amebas desnudas a la degradación del suelo.

Puesto que la composición de especies de amebas y su número en los sistemas edáficos depende de su adaptación a los factores bióticos y abióticos, entonces, la riqueza de especies de amebas desnudas será menor en los microambientes de una zona degradada que en la zona conservada. La pregunta que se pretende responder es la siguiente: ¿La disminución en la riqueza de especies de amebas desnudas es igual en todos los microambientes sujetos a la degradación del suelo? El objetivo general fue determinar si hay variación en la riqueza de especies de amebas desnudas en la cuenca baja del río salado en Zapotitlán de las Salinas, Puebla como respuesta a la degradación natural del suelo en una terraza aluvial y su correlación con los factores fisicoquímicos tales como: humedad, pH, densidad aparente, densidad real, porosidad, salinidad, materia orgánica y fósforo total.

Objetivos particulares:

1. Determinar la riqueza de especies de amebas desnudas del suelo en tres microambientes de una terraza degradada y una conservada en las diferentes estaciones, principalmente sequía y lluvia.
2. Conocer si existe correlación entre los factores fisicoquímicos y la riqueza de especies de amebas.

Hipótesis: La riqueza de especies de amebas desnudas de todos los microambientes de la terraza degradada será menor que la riqueza de los microambientes de la terraza conservada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El valle de Tehuacan-Cuicatlán se localiza en el centro de México específicamente en el Sureste del estado de Puebla y el Noreste de Oaxaca, entre los 17° 39' y los 18° 53' de latitud Norte y los 96° 55' y 97° 44' de longitud Oeste.

El Valle de Zapotitlán, forma parte de la reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla (López *et al.*, 2003) (**Fig. 1**), se encuentra enclavado en la porción occidental del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Tiene una superficie de 400 Km², presenta temperatura media anual de 21 ° C y precipitación media anual de 400 a 450 mm. Desde el punto de vista edáfico, los suelos en la mayor parte del área son someros, pedregosos y muestran diferentes niveles de alcalinidad y salinidad, producto de la influencia de los diferentes substratos geológicos presentes en el sitio (García, 1991).

En Zapotitlán se encuentra una unidad geomorfológica formada de terrazas aluviales constituidas de sedimentos transportados de diferentes orígenes que han rellenado las partes bajas del valle, formando así suelos profundos que sirven como soporte para el desarrollo de comunidades vegetales conocidas como mezquitales. En esta zona se realizan diferentes actividades productivas como la agricultura de temporal, ganadería extensiva y extracción de leña. En la actualidad estos sistemas se observan muy fragmentados, encontrándose sitios con diferentes grados de deterioro. En la zona de estudio se observan procesos de erosión eólica e hídrica principalmente, además de deterioro químico, físico y biológico que han afectado el sistema.

Las terrazas aluviales se localizan en la parte media de la cuenca a una altitud promedio de 1,480 msnm, con temperaturas entre 19.8 ° y 25 ° C y una precipitación entre 370 y 410 mm anuales. Las unidades de suelo identificadas son Fluvisol y Regosol calcáricos profundos, los cuales presentan un horizonte A incipiente y una secuencia de horizontes C de grosores y texturas variados, dominando la textura franco arenosa con contenido medio de materia orgánica. La vegetación dominante corresponde a mezquitales y selva baja de *Prosopis laevigata* y *Parkinsonia praecox* (López *et al.*, 2003).

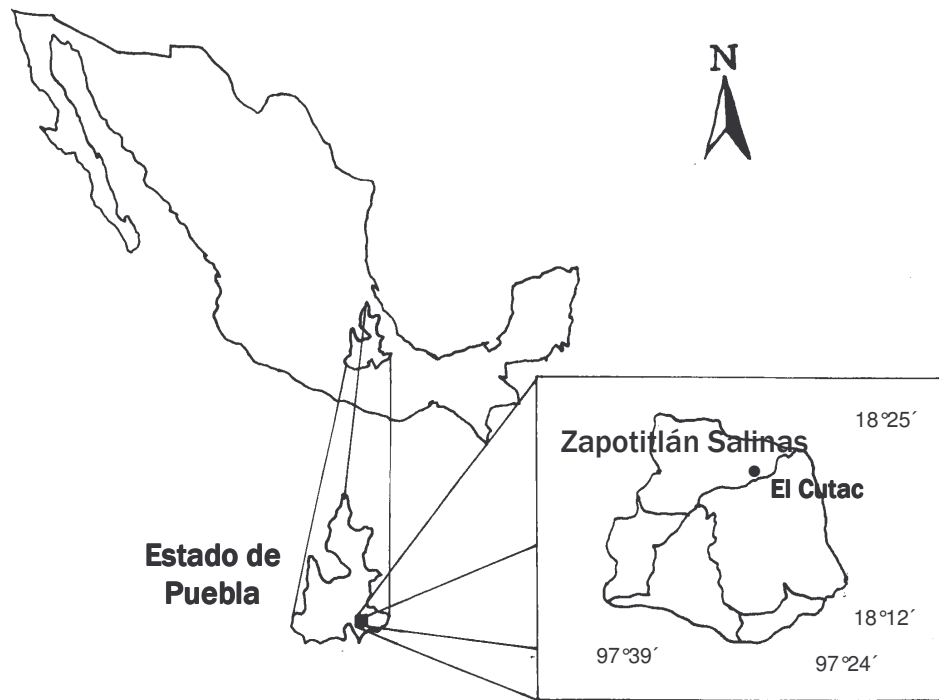


Figura 1. Ubicación de Zapotitlán Salinas Puebla.

Toma de muestras:

Las muestras se tomaron de una terraza degradada y otra conservada, en la cuenca baja del río salado en Zapotitlán de las Salinas Puebla. Esta categorización se dá por las diferencias en la cobertura y estructura de las comunidades vegetales y por la compactación y salinización del suelo (López *et al.*, 2001).

En cada terraza se tomó una muestra de suelo de la zona de raíces a 10 cm de profundidad de tres individuos de *Prosopis laevigata* (Leguminosae) (Humb. & Bonpl. Ex. Willd, M. C. Johnst), tres de *Pachycereus hollianus* (Cactaceae) (F. A. C. weber) Buxb, tres de suelo entre las plantas (interespacio).

Se realizaron cinco muestreos cada 28 días en los meses de julio a octubre de 2002. Las muestras se recolectaron, se colocaron en bolsas de polietileno y se llevaron al laboratorio donde se pasaron a través de un tamiz con malla de 2 mm, se secaron al aire libre y se almacenaron a 4 ° C.

Determinación de los parámetros fisicoquímicos del suelo:

La humedad se determinó inmediatamente después del muestreo, por el método de gravimetría (Anderson e Ingram, 1987).

La densidad aparente se determinó por el método volumétrico o de la probeta (Muñoz *et al.*; 2000); para la densidad real se utilizó el método del picnómetro (Muñoz *et al.*; 2000); la porosidad se expresó en porcentaje y se calculó utilizando la siguiente formula:

Porosidad (%) = $[1 - (\text{Densidad aparente}/\text{Densidad real})] \times 100$.

La salinidad se calculó a partir de los valores de conductividad eléctrica del suelo en solución acuosa (Soluble salts tester marca Kelway modelo SST; Kel instruments CO., INC.) de acuerdo con las especificaciones del fabricante.

El porcentaje de materia orgánica se determinó por el método modificado de oxidación con ácido crómico y ácido sulfúrico de Wakley y Blak ,1947 (Muñoz *et al.*, 2000; Alef y Nannipieri, 1995).

El pH se determinó con potenciómetro (Waterproof pH testr 2), utilizando una solución de suelo en agua destilada, en una relación de 2.5 partes de agua por 1 parte de suelo.

El fósforo (ortofosfatos) se determinó por el método de Olsen (Cajuste, 1986).

Determinación de amebas desnudas

Para la determinación de las especies de amebas desnudas se utilizaron cultivos en placas de agar no nutritivo, 14g de agar en un litro de extracto de suelo diluido (1:5). El extracto de suelo se preparó colocando 200 g de suelo en 1L de agua destilada en baño María a 60°C por 4h. Posteriormente se filtró y esterilizó por calor a 121°C y 15 libras de presión durante 15 minutos. Para el cultivo de amebas, se colocó un gramo de suelo en 10 mL de extracto de suelo 1:5, se agitó 20 segundos en vortex, se dejó reposar 15 minutos para la sedimentación del material edáfico y se vertió sobre las placas de agar, las cuales se dejaron reposar inclinadas por 2 h y después se retiró el exceso de agua con pipeta Pasteur estéril, las placas se incubaron a 28°C por 5 días. La determinación morfológica se hizo con ayuda de un microscopio de contraste de fases, utilizando las claves de Page, 1976; Page, 1988; Page y Siemensma, 1991 y de Patterson, 1996.

Análisis estadístico

Para los factores fisicoquímicos, la comparación de los datos se consideró como medias repetidas de los diferentes atributos en los microambientes de *Pachycereus hollianus*, *Prosopis laevigata* y el interespacio de la terraza degradada y la terraza conservada, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores con varias muestras por grupo, la comparación entre medias se realizó mediante la prueba de Tukey.

Para estimar la similitud de la riqueza de especies entre las diferentes áreas se realizó un análisis de similitud de Sørensen mediante el programa PCORD© versión 3.1 para Windows©, y con el mismo programa se llevó a cabo la correlación múltiple entre los factores fisicoquímicos y la riqueza de especies (presencia de las especies de amebas).

RESULTADOS

Variación en el tiempo de los factores fisicoquímicos

Los factores fisicoquímicos evaluados presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes microambientes de ambas terrazas y entre estaciones.

La **Fig. 2** muestra la cantidad de materia orgánica, la cual varió significativamente entre los diferentes microambientes, el análisis de varianza mostró que la diferencia es significativa ($P < 0.0001$).

La materia orgánica del suelo bajo *Prosopis laevigata* y *Pachycereus hollianus* de la terraza conservada fue significativamente mayor que los otros microambientes. El suelo del interespacio de la zona conservada y el de *Prosopis laevigata* de la zona degradada presentaron contenidos similares de materia orgánica.

Por otra parte, la tendencia a lo largo del tiempo en la terraza conservada y en *Prosopis laevigata* de la terraza degradada es la conservación de la materia orgánica.

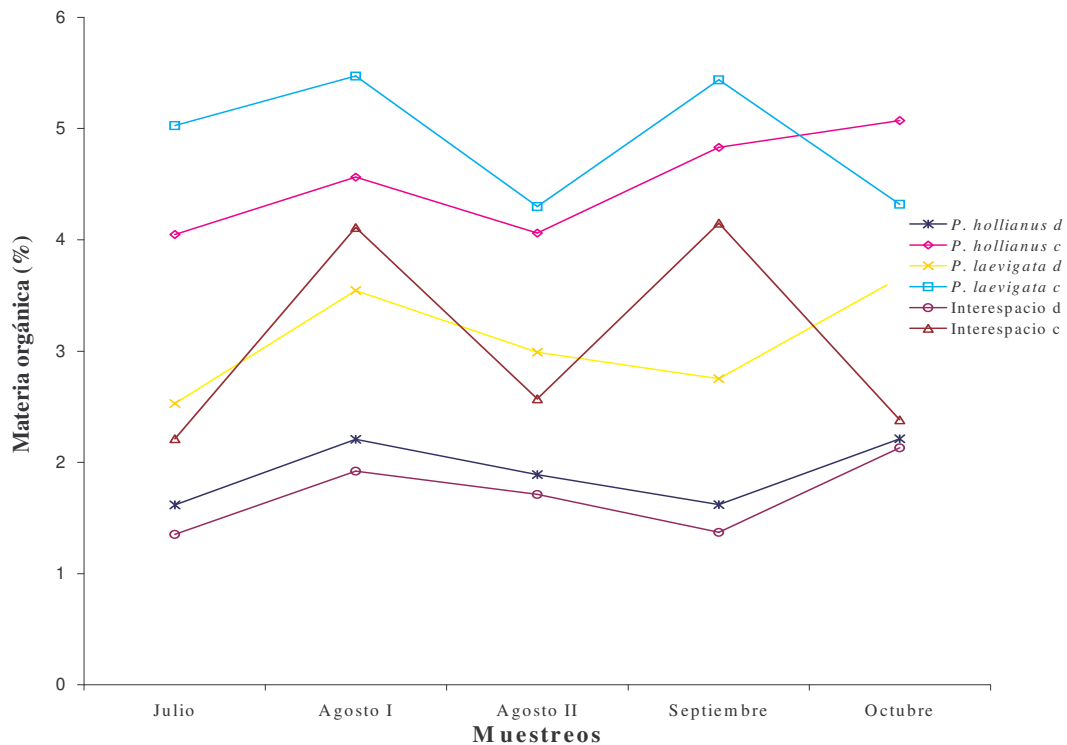


Figura 2. Variación en el tiempo del % materia orgánica en el suelo, en tres microambientes de dos terrazas aluviales, una conservada y otra degradada. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

El porcentaje de humedad al momento del muestreo fue estadísticamente diferente ($P < 0.001$) tanto entre muestreos como entre microambientes. La prueba de Tukey mostró que el porcentaje de humedad es mayor en *Prosopis laevigata* y *Pachycereus hollianus* de la zona conservada y es menor en los suelos desnudos de ambas terrazas.

Para el caso de los muestreos se observó que el porcentaje de humedad fue significativamente mayor en el mes de septiembre, al inicio de la época de sequía. El porcentaje de humedad al momento del muestreo fue mayor, incluso que en los meses de lluvia: julio y agosto (**Fig. 3**), lo que sugiere que la dinámica de la humedad en el sistema de las terrazas aluviales, además de la proporcionada en el sitio durante la época lluviosa, se relaciona con otras fuentes que proporcionan humedad al suelo desde otro sitio.

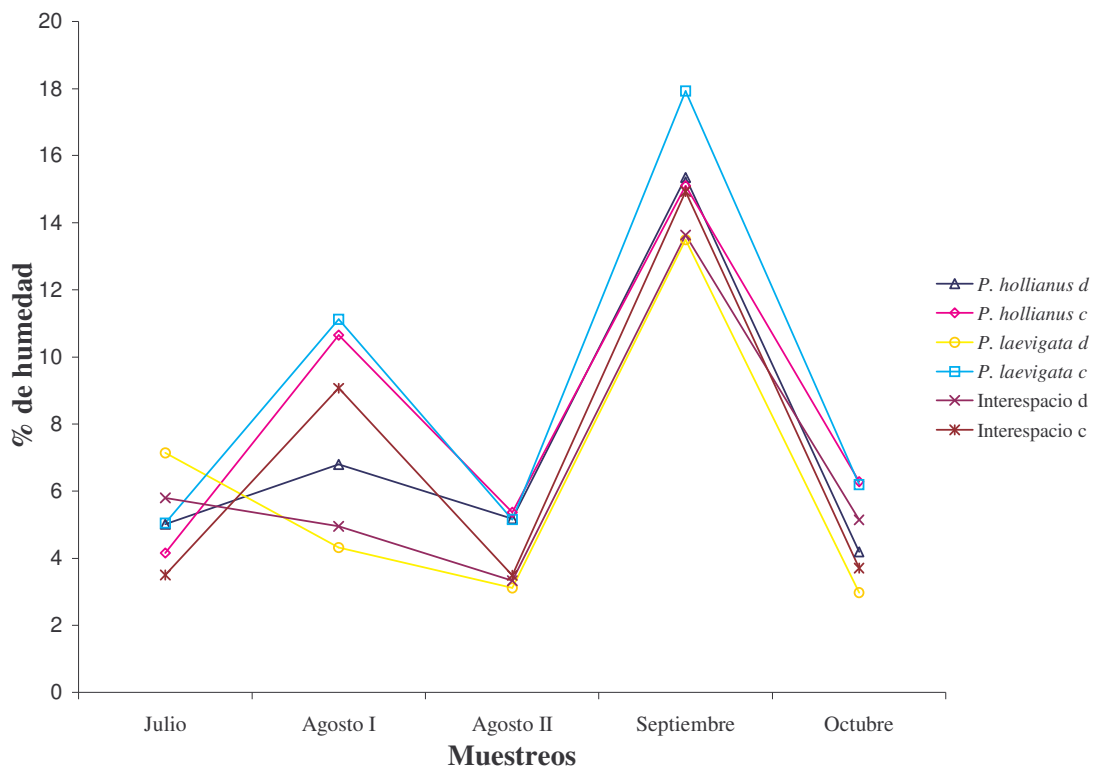


Figura 3. Variación en el porcentaje de humedad al momento del muestreo en tres microambientes de dos terrazas aluviales, de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

En la **Fig. 4** se muestra como el interespacio de la zona conservada presentó una densidad aparente significativamente mayor ($\alpha = 0.05$; $P < 0.001$) que los otros microambientes. La densidad aparente de los diferentes microambientes también cambió estacionalmente. Así, se pudo apreciar que ésta disminuye significativamente ($P < 0.001$) en los meses de agosto y septiembre (finales de la época de lluvia e inicio de la época de sequía) en todos los microambientes de ambas terrazas. Estos meses son los que presentaron mayor porcentaje de humedad. ésta, a su vez, se correlacionó negativamente con la densidad aparente con $r = -0.758$.

Ambas terrazas presentaron un porcentaje de porosidad con valores que oscilan entre 45% y 53%, aunque esta diferencia no fue estadísticamente significativa entre muestreos ($P = 0.91$), ni entre microambientes ($P = 0.41$).

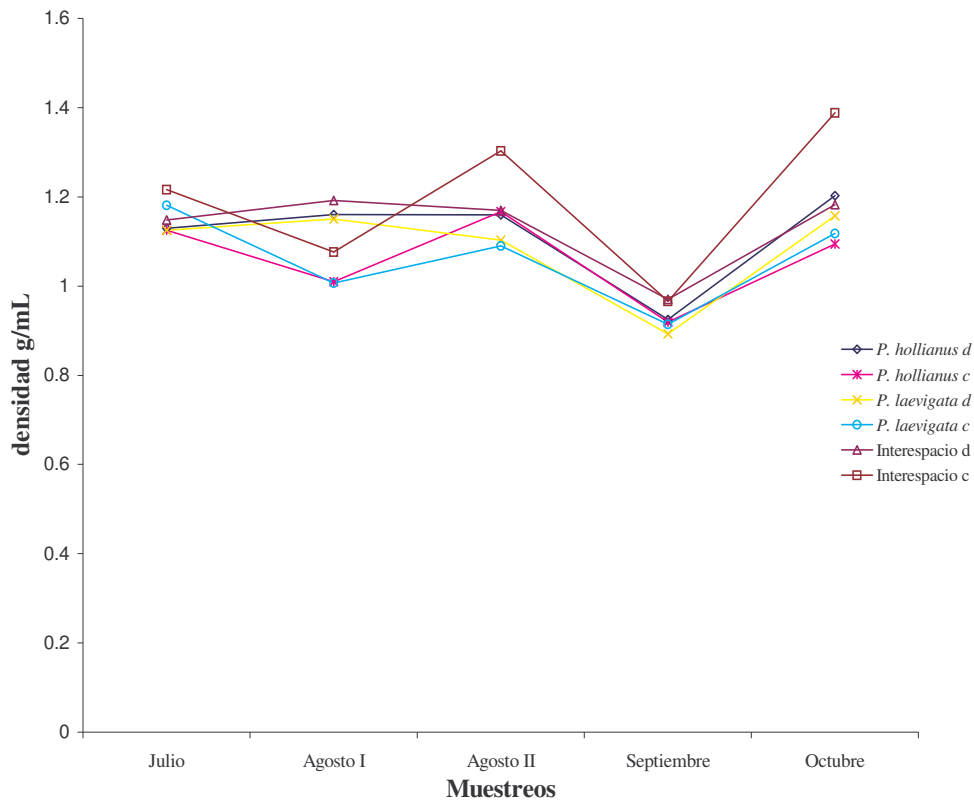


Figura 4. Densidad aparente en g/mL del suelo en tres microambientes de dos terrazas aluviales, una conservada y otra degradada en Zapotitlán de las Salinas, Puebla. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

El pH de los microambientes se ubicó en el rango entre 7.4 y 8.4. En la época de lluvia se obtuvieron mayores valores de pH, mientras que los más bajos se registraron durante el

inicio de la época seca. Dicha diferencia entre épocas fue significativa ($P = 0.002$). También hubo diferencias significativas ($P < 0.001$, $\alpha = 0.05$) entre el pH del suelo bajo *Pachycereus hollianus* que presentó los valores más alcalinos, mientras que el suelo bajo *Prosopis laevigata* de la zona conservada presentó un pH más neutro (**Fig. 5**).

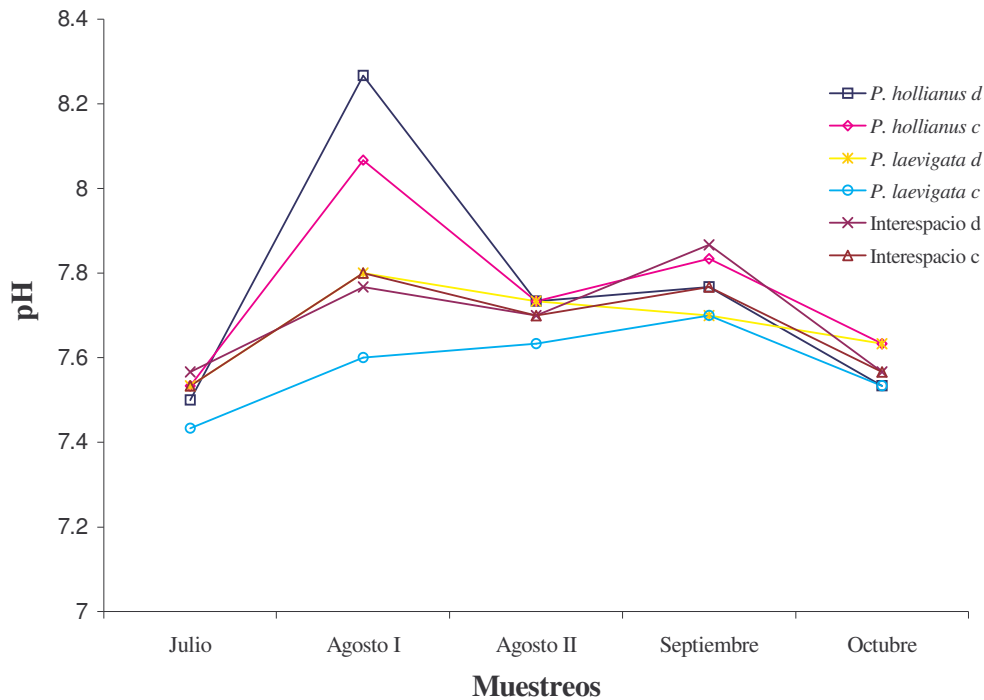


Figura 5. Variación temporal del pH del suelo en tres microambientes de dos terrazas aluviales en Zapotitlán de las Salinas, Puebla. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

La salinidad obtenida por conductividad eléctrica también mostró variaciones entre los diferentes microambientes, aunque a este factor no lo influyó el cambio estacional ($P = 0.77$). La salinidad fue significativamente afectada por la variación entre microambientes ($P < 0.001$). El interespacio y el de *Pachycereus hollianus* de la zona degradada fueron más salinos y variables, donde se observó que al principio en el interespacio la salinidad tiene tendencia a aumentar ligeramente y después a disminuir paulatinamente, mientras que en *Pachycereus hollianus* al principio se observó una drástica disminución y después tiende a

aumentar, es probable que estos cambios se relacionen con la dinámica de la humedad en la terraza(Fig. 6).

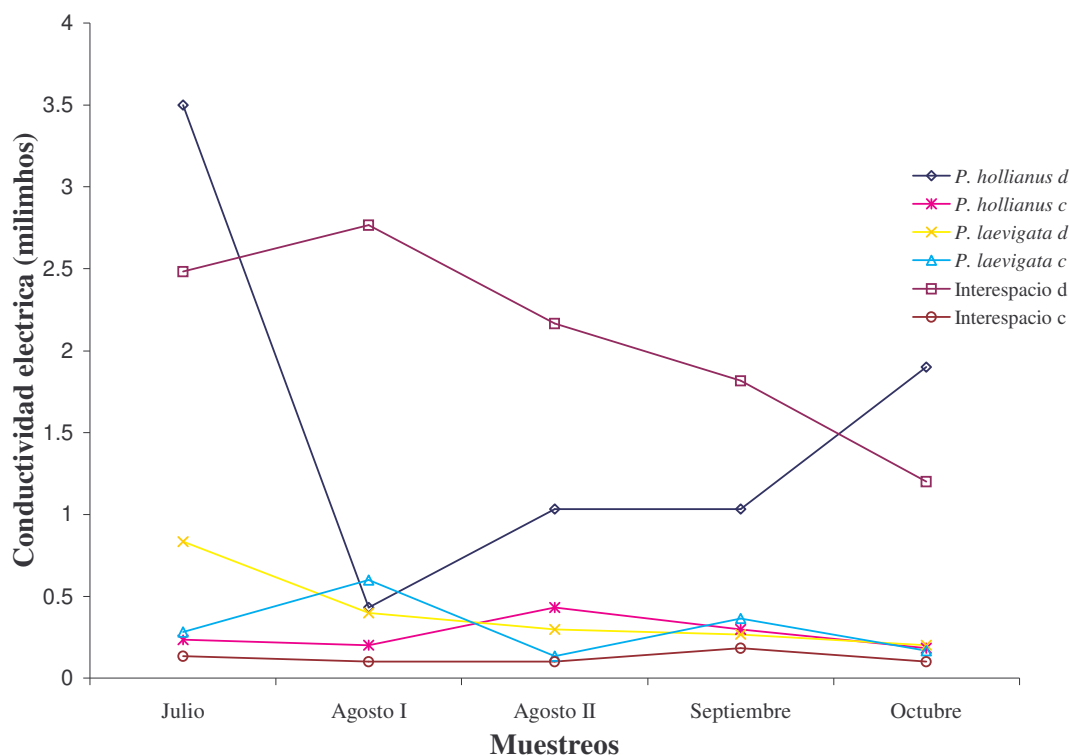


Figura 6. Conductividad eléctrica en tres microambientes de dos terrazas aluviales. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

El fósforo del suelo presentó diferencias significativas entre muestreos ($P = 0.005$) y entre microambientes ($P = 0.0003$), aún cuando los datos fueron muy fluctuantes (Fig. 7), se observó que los microambientes influidos por la zona de raíces tuvieron una dinámica similar entre ellos y diferente a del interespacio en ambas terrazas, los valores más altos se encontraron en los microambientes de la terraza conservada y el interespacio de la terraza degradada fue el más pobre en este nutriente.

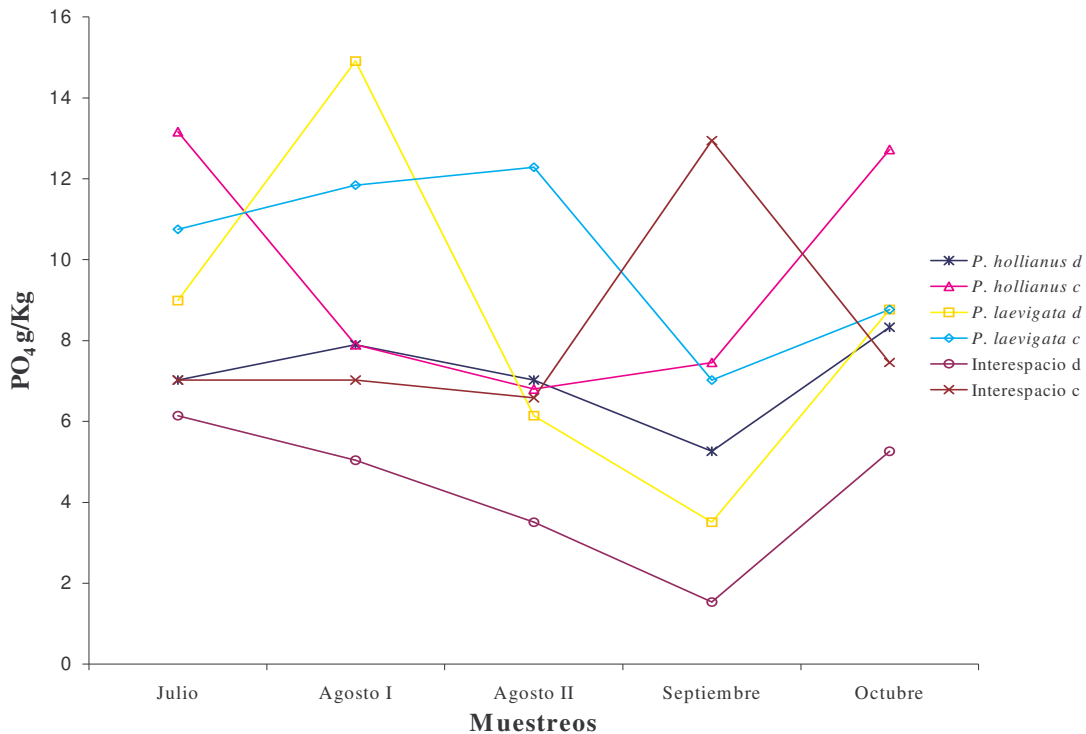


Figura 7. Fósforo valorado en g/Kg de suelo en tres microambientes de dos terrazas aluviales. (c) = terraza conservada, (d) = terraza degradada, (*P. hollianus*) = *Pachycereus hollianus* y (*P. laevigata*) = *Prosopis laevigata*.

Similitud de los microambientes con los factores fisicoquímicos

El análisis de similitud con los datos de los factores fisicoquímicos produjo un dendrograma (**Fig. 8**) que formó cinco grupos, el primer grupo se integró por los *Prosopis laevigata* del primer muestreo de agosto, julio, los *Pachycereus hollianus* de julio de ambas terrazas y el *Prosopis laevigata* de la terraza conservada de septiembre. El segundo grupo lo formaron el interespacio de julio y septiembre de ambas terrazas con el *Prosopis laevigata* y el *Pachycereus hollianus* de la terraza degradada de septiembre, resaltando que para este mes los microambientes influenciados por la zona de raíces en la terraza degradada fueron similares en más del 90% al interespacio. El tercer grupo lo formaron *Pachycereus hollianus* de la terraza degradada del primer muestreo de agosto, octubre y el de la terraza conservada de septiembre, junto con interespacio de la terraza degradada del segundo muestreo de agosto y el interespacio de la terraza conservada de octubre. El cuarto grupo lo integraron *Pachycereus hollianus* del primero y segundo muestreos de agosto y octubre, el *Prosopis laevigata* de octubre y el interespacio del segundo muestreo de agosto, todos de la terraza conservada, junto con *Prosopis laevigata* de octubre de la terraza

degradada, lo que mostró que para el mes de octubre *Prosopis laevigata* de la terraza degradada tuvo una similitud mayor al 50% con los microambientes de la terraza conservada. El último grupo lo formaron *Prosopis laevigata* de ambas terrazas y *Pachycereus hollianus* de la terraza degradada del segundo muestreo de agosto junto con el interespacio de ambas terrazas del primer muestreo de agosto. Los microambientes de la terraza degradada fueron similares en menos del 50% a los de la terraza conservada.

Fisicoquímicos

Distancia (Función Objetiva)

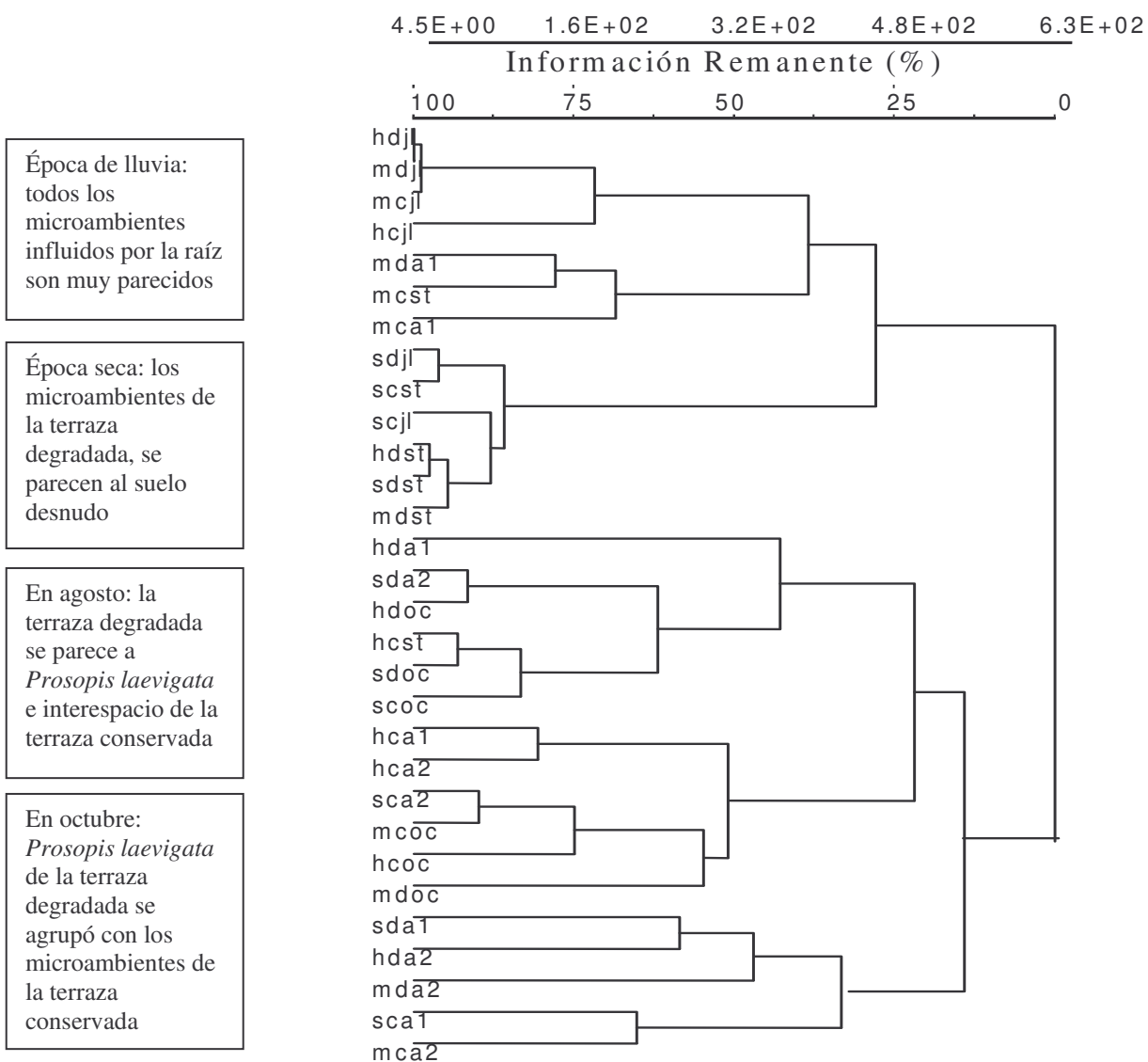


Figura 8. Análisis de similitud de Sørensen para los factores fisicoquímicos evaluados de julio a octubre del 2002. La primera letra significa el microambiente: (s) = suelo desnudo, (m) = *Prosopis laevigata*, (h) = *Pachycereus hollianus*; la segunda letra se refiere a la condición de la terraza: (c) = conservada y (d) = degradada; las siguientes letras en la clave se refieren al mes de muestreo: (jl) = julio, (a1) y (a2) = muestreos de agosto, (st) = septiembre y (oc) = octubre.

Comunidad de amebas desnudas

En el **Cuadro 1** se puede observar que los microambientes de la terraza conservada son los que contuvieron una comunidad de amebas más diversa que los microambientes de la terraza degradada.

Cuadro 1 Se observan los géneros presentes en cada microambiente en los cinco muestreos realizados de julio a octubre de 2002 en las terrazas aluviales de Zapotitlán de las Salinas, Puebla.

Géneros	<i>Pachycereus hollianus</i> degradada	<i>Prosopis laevigata</i> degradada	interespacio degradada	<i>Pachycereus hollianus</i> conservada	<i>Prosopis laevigata</i> conservada	interespacio conservada
<i>Acanthamoeba</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Adelphamoeba</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Amoeba</i>	+	+	-	-	+	-
<i>Biomyxa</i>	+	-	-	-	-	+
<i>Cashya</i>	-	+	-	+	-	-
<i>Cochliopodium</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Dactylamoeba</i>	-	-	-	+	+	+
<i>Dermamoeba</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Echinamoeba</i>	-	+	-	-	+	+
<i>Filamoeba</i>	+	-	-	+	+	-
<i>Guttulinopsis</i>	-	-	+	-	+	-
<i>Gymnophrys</i>	+	-	-	+	-	-
<i>Hartmannella</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Learamoeba</i>	-	+	+	+	+	+
<i>Leptomyxa</i>	+	-	-	+	-	-
<i>Mastigamoeba</i>	-	+	-	+	+	-
<i>Mayorella</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Naegleria</i>	+	+	-	+	-	+
<i>Nuclearya</i>	+	+	-	+	+	+
<i>Paradermamoeba</i>	+	-	-	-	+	-
<i>Paratetramitus</i>	-	+	+	-	+	+
<i>Pelomyxa</i>	-	-	-	-	+	-
<i>Platyamoeba</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Polychaos</i>	-	+	-	-	+	+
<i>Pseudothecamoebea</i>	-	-	-	+	-	+
<i>Rhizamoeba</i>	+	-	-	+	+	+
<i>Rosculus</i>	+	+	-	+	+	-
<i>Saccamoeba</i>	+	+	-	+	+	-
<i>Stachiamoeba</i>	+	+	+	-	+	-
<i>Thecamoeba</i>	-	-	+	+	+	+
<i>Thecochaos</i>	-	-	-	+	-	-
<i>Tetramitus</i>	-	-	-	+	+	-
<i>Vahlkampfia</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Vannella</i>	+	+	-	+	+	-
<i>Vexillifera</i>	-	-	-	+	+	-
Total	21	19	11	24	26	17

En este estudio se determinó la presencia de 85 especies, 35 géneros y 17 familias. Entre los géneros más frecuentes ($F \geq 19$) se encontró a *Acanthamoeba*, *Vahlkampfia* y *Platyamoeba* en los tres microambientes de ambas terrazas. El género *Dactylamoeba* apareció frecuentemente ($F = 12$) en las muestras de los microambientes de la terraza conservada, mientras que *Hartmannella* se encontró rara vez ($F \leq 6$) en la terraza conservada, a pesar de que se presentó en los tres microambientes. *Mayorella* también se presentó en los tres microambientes de ambas terrazas, donde *Prosopis laevigata* presentó la mayor riqueza de especies pertenecientes a este género.

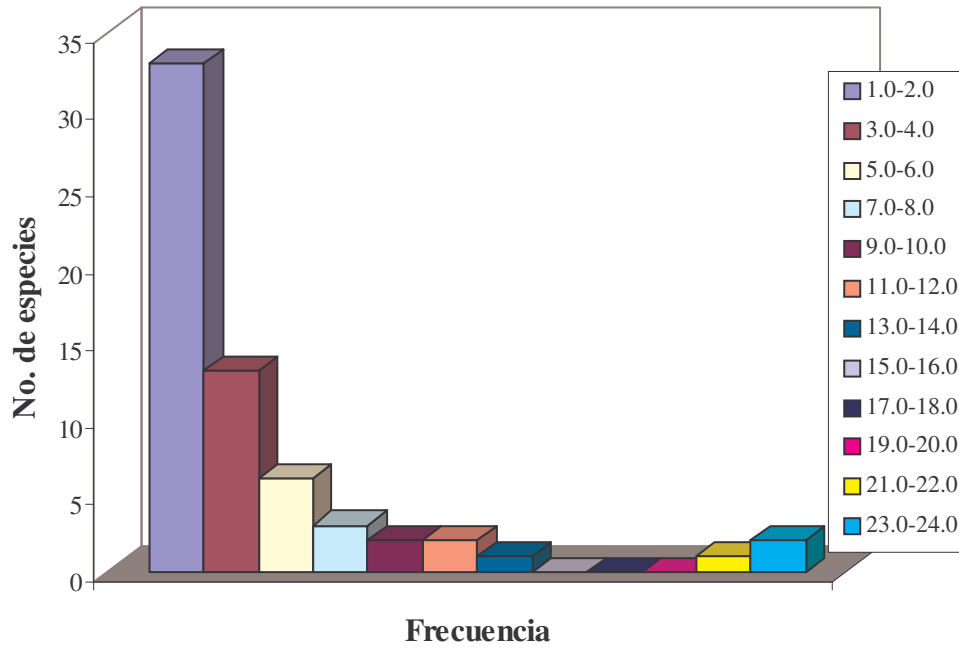
Los géneros que se encontraron con frecuencia regular ($F = 7 \leq 18$) fueron: *Nuclearia* en los tres microambientes de la terraza conservada y en *Pachycereus hollianus* y en *P. laevigata* de la terraza degradada, *Rhizamoeba* se encontró en los microambientes de la terraza conservada y en *Pachycereus hollianus* de la terraza degradada, *Saccamoeba* se encontró en *Prosopis laevigata* y *Pachycereus hollianus* de ambas terrazas al igual que *Vannella*.

Entre los géneros raros, por su baja frecuencia ($F \leq 6$), *Adelphamoeba*, se presentó en *Pachycereus hollianus* de la terraza degradada, *Amoeba* se presentó en los tres microambientes de la terraza degradada, aunque en *P. laevigata* de la terraza conservada se observó *Amoeba diminutiva*. *Filamoeba* se encontró en los microambientes de *Pachycereus hollianus* en ambas terrazas y en *Prosopis laevigata* de la terraza conservada; *Gymnophrys* y *Leptomyxa* se encontraron únicamente en los microambientes de *Pachycereus hollianus* con una frecuencia mayor en la terraza conservada; *Mastigamoeba* se encontró en *Prosopis laevigata* de ambas terrazas y en *Pachycereus hollianus* de la terraza conservada; *Stachyamoeba* se encontró en los tres microambientes de la terraza degradada y en *Prosopis laevigata* de la conservada *Thecamoeba* se encontró en los tres microambientes de la terraza conservada y en interespacio de la terraza degradada y *Vexillifera* en algunos microambientes de ambas terrazas.

La estructura de la comunidad determinada por la frecuencia de aparición de las especies mostró que en ambas terrazas, la curvatura de la figura adopta una forma cóncava (**Fig. 9**), donde se aprecia que el mayor número de especies tienen una frecuencia muy baja ($F \leq 6$) raras, algunas con una frecuencia regular ($6 < F < 19$) y pocas son dominantes ($F \geq 19$). Si

bien en ambas terrazas la forma de la curva es similar, se puede notar como en la terraza degradada (**Fig. 9 A**) faltan especies que ocuparon algunas de las frecuencias intermedias y se observó la dominancia de un mayor número de especies, a diferencia de la terraza conservada (**Fig. 9 B**) donde el número de especies dominantes fue menor. Este mismo patrón se observa en cada uno de los microambientes evaluados (**Fig. 10**).

A)



B)

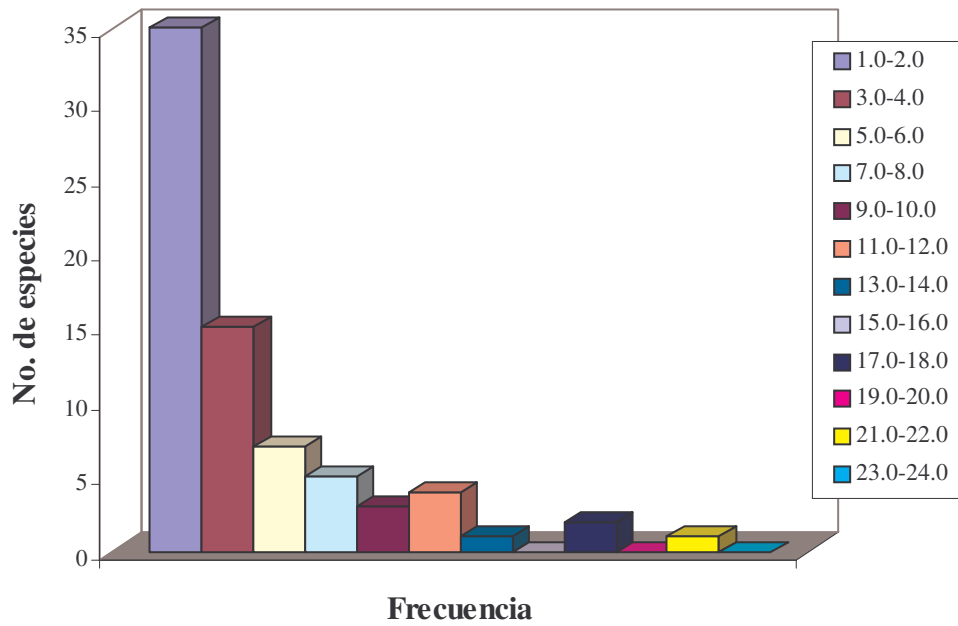


Figura 9. Estructura de la comunidad de amebas desnudas por frecuencia de aparición en dos terrazas aluviales en la cuenca baja del río salado en Zapotitlán Salinas, Puebla. **A)** terraza degradada, **B)** terraza conservada.

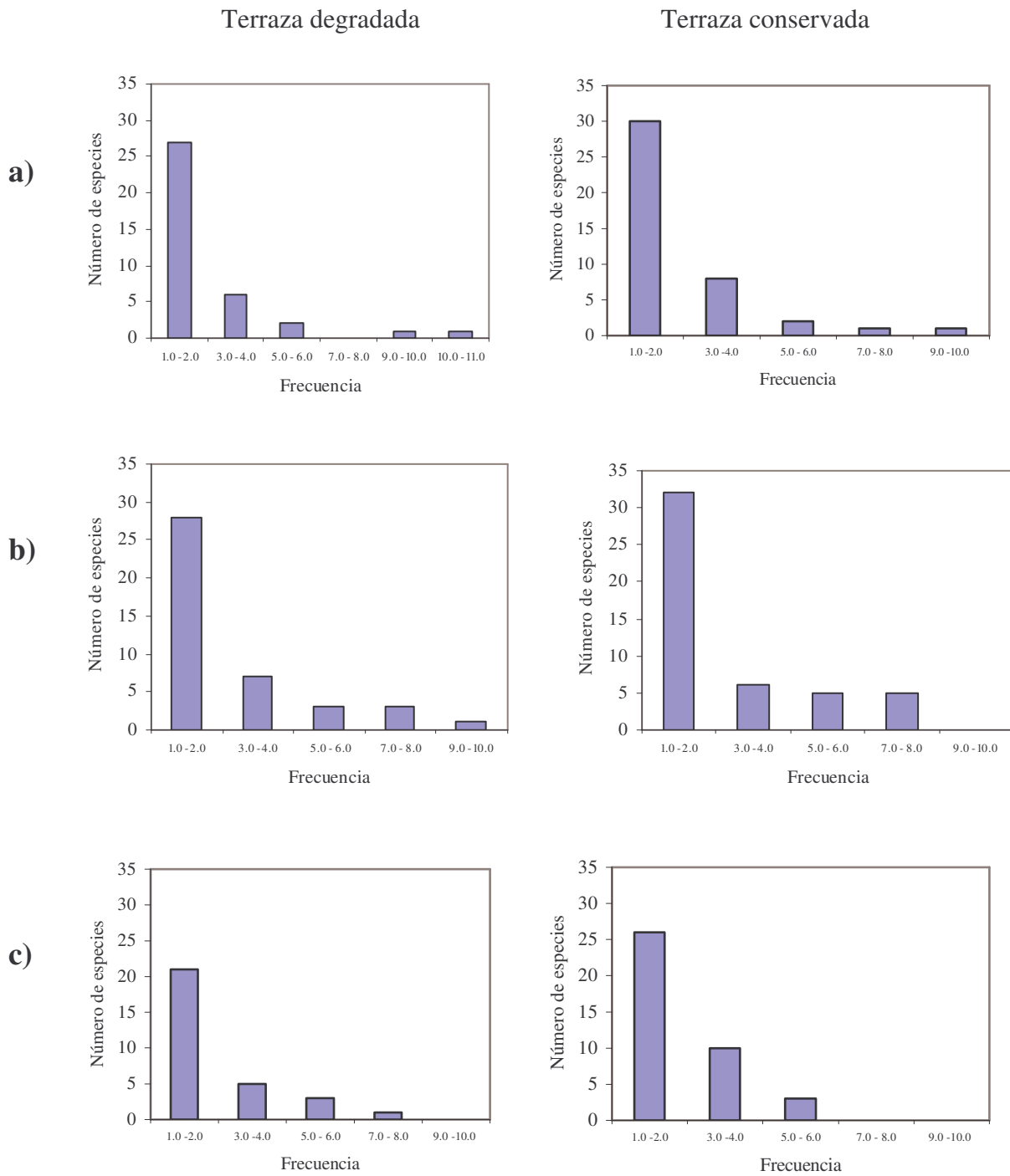


Figura 10. Se observa la estructura de la comunidad de amebas desnudas por intervalo de frecuencia de aparición de las especies en los microambientes que se evaluaron en la cuenca baja del río Salado, Zapotitlán Salinas, Puebla. **a)** *Pachycereus hollianus*, **b)** *Prosopis laevigata*, **c)** Interespacio.

Similitud entre los microambientes por su comunidad de amebas

Al hacer al análisis de similitud de Sørensen con la frecuencia de aparición de amebas desnudas en cada microambiente (**Fig. 11**) se observó que el dendrograma se parece al que se obtuvo por los factores fisicoquímicos (**Fig. 8**) también se formaron cinco grupos, donde *Pachycereus hollianus* de ambas terrazas se parecen a *Prosopis laevigata* al inicio de la época de lluvias, pero al inicio de la época seca *Pachycereus hollianus* se parece más al interespacio de ambas terrazas. Mientras que *Prosopis laevigata* de la terraza degradada se agrupó con los microambientes de la terraza conservada. Durante la época seca, los microambientes de la terraza degradada influidos por raíces se agruparon con el interespacio de la época lluviosa.

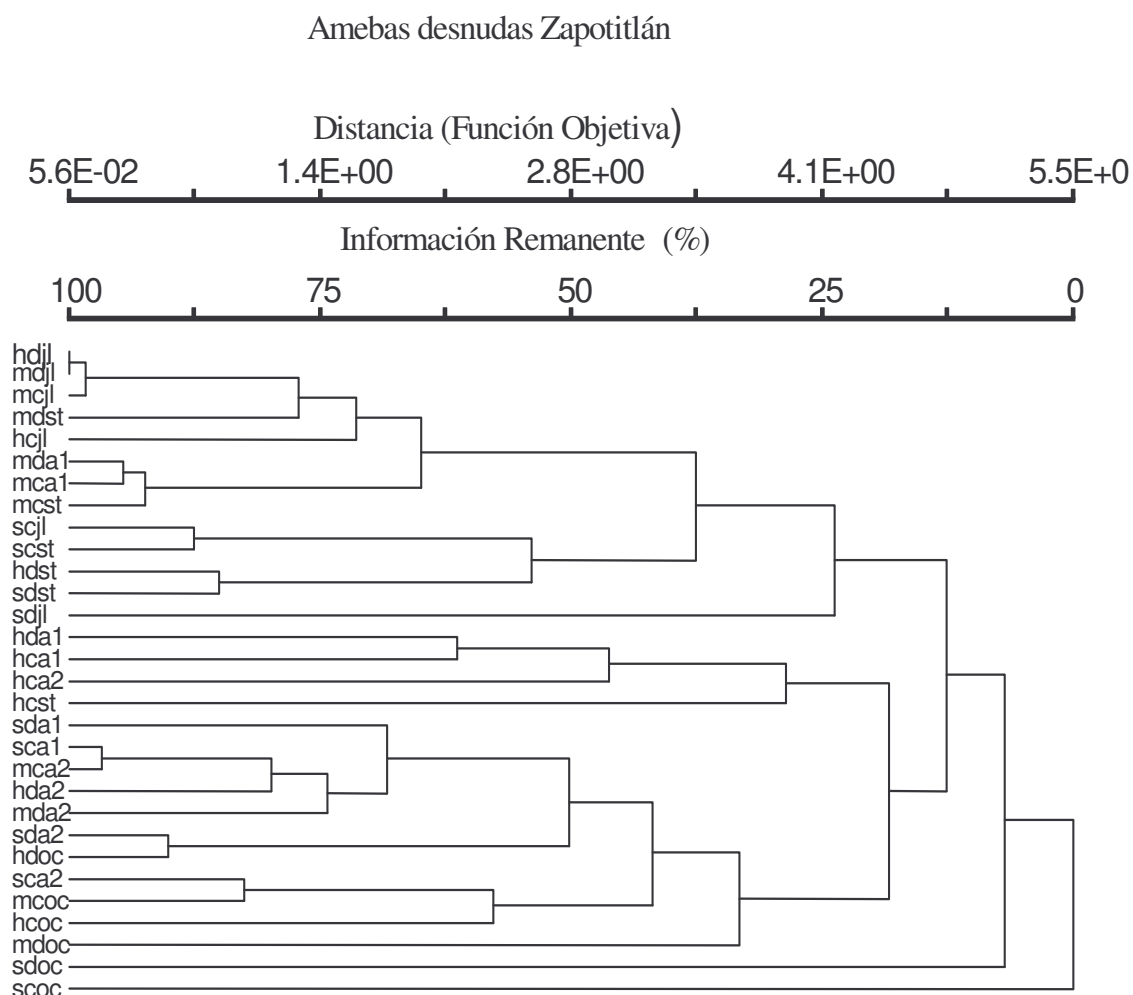


Figura 11. Agrupamiento de los microambientes por su similitud en la presencia de amebas desnudas. La primera letra significa el microambiente: (s) = suelo desnudo, (m) = *Prosopis laevigata*, (h) = *Pachycereus hollianus*; la segunda letra se refiere a la condición de la terraza: (c)= conservada y (d) = degradada; las siguientes letras en la clave se refieren al mes de muestreo: (jl) = julio, (a1) y (a2) = muestreos de agosto, (st) = septiembre y (oc) = octubre.

Análisis de componentes principales

PC-ORD, Versión 4.0

Variación amebas y factores ambientales en las terrazas aluviales de la cuenca baja del río salado, Zapotitlán Salinas, Puebla.

Coefficiente de correlación entre especies

Varianza en los primeros tres ejes

Eje	Valor del eje	% De varianza Acumulada	% De varianza	Valor del eje
1	7.518	8.844	8.844	5.026
2	6.648	7.821	16.666	4.026
3	6.165	7.252	23.918	3.526

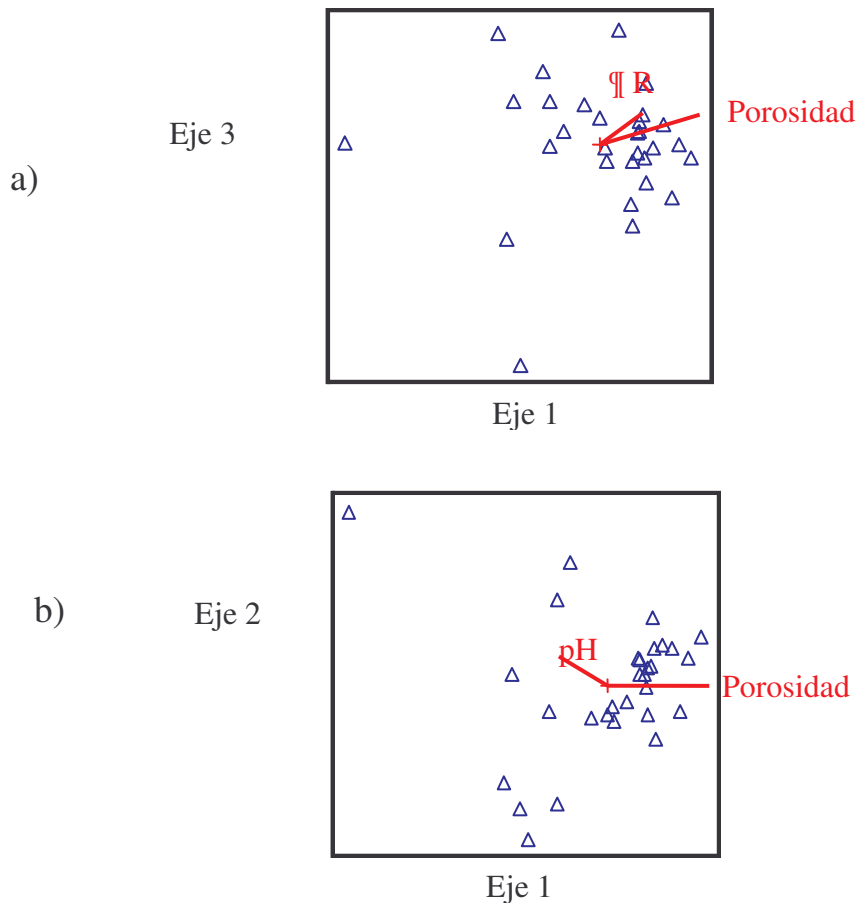


Figura 12. Análisis de componentes principales que explican la varianza de la comunidad de amebas desnudas. (los ejes explican el 23.918 % de la varianza). **a)** ejes 1 y 3 relacionó variación de la comunidad de amebas con la porosidad y la densidad real, **b)** eje 1 y 2 relacionó variación de la comunidad de amebas con la porosidad y el pH.

DISCUSIÓN

Los parámetros fisicoquímicos que se evaluaron presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los microambientes de ambas terrazas.

La densidad aparente, presentó diferencias entre microambientes, principalmente en el interespacio de ambas terrazas donde se observó mayor densidad respecto a los microambientes generados por *Prosopis laevigata* y *Pachycereus hollianus*, probablemente por la ausencia de acumulación de materia orgánica y de raíces, pues estas últimas favorecen la formación de agregados y modifican la estructura del suelo. Durante su crecimiento, las raíces permiten el reacomodo de las partículas del mismo y sus exudados favorecen la formación de agregados en el suelo (Paul y Clark, 1989). Por otro lado, los exudados de microorganismos tales como bacterias y hongos que se establecen cerca de la zona de raíces o en la zona de detritos, promueven también la formación de agregados, lo cual hace disminuir la densidad aparente. La compactación del suelo en el interespacio tiene un efecto negativo para el desarrollo de los microorganismos pues se relaciona con el porcentaje de poros. Aunque en el análisis de componentes principales (**Fig. 12**) la densidad aparente no aparece como un factor importante que explique la varianza de la presencia de amebas desnudas, la porosidad sí y es probable que la disminución en la riqueza de especies presentes en el interespacio se deba a que en esta zona el suelo está más compacto. Por otra parte, la densidad aparente correlacionó negativamente con la humedad, y así cuando la humedad fue mayor en el mes de septiembre, la densidad aparente en ambas zonas fue menor. Esta correlación puede deberse a que durante la época de lluvia las raíces crecen y los microorganismos del suelo se vuelven más activos, lo cual favorece la formación de agregados y la modificación de la estructura del suelo (Bryant *et al.*, 1982).

El porcentaje de humedad fue estadísticamente diferente tanto entre estaciones como entre microambientes, además, la humedad siempre fue menor en la zona degradada y en el interespacio de la zona conservada, lo que está muy relacionado con la ausencia de cobertura vegetal. Aún cuando las plantas de la zona degradada proporcionan cierta cantidad de sombra durante el día, ésta no fue la suficiente para mantener la humedad en igual proporción que en la zona conservada. Por otra parte, a pesar de que *Prosopis laevigata* presenta una cobertura de la cual carece *Pachycereus hollianus*, el viento, junto

con las altas temperaturas que se presentaron en la región también influyeron en los procesos de desecación del suelo, por lo que los suelos del interespacio y la terraza degradada fueron más sensibles a este proceso. Aunque en el análisis de componentes principales, la humedad no explica la varianza de las amebas desnudas, ésta tiene efecto sobre la riqueza de especies presentes en los diferentes microambientes, pues en los ecosistemas áridos y semiáridos las ventanas de actividad comienzan en la época de mayor humedad y es cuando hay mayor variedad de recursos disponibles para las amebas desnudas. Por eso, en época de lluvias se encontró la mayor riqueza de especies en todos los microambientes de ambas terrazas (**Anexo 1 y 2**), lo que explica que en el análisis de similitud en ésta época el interespacio se parezca más a los microambientes influidos por la zona de raíces (**Fig. 11**). Según estudios realizados por Bischoff (2002), el número de Gymnamebas se incrementa después de un periodo de lluvias cuando el contenido de humedad aumenta de 5.3 % a 11.3 %.

El pH presentó diferencias tanto entre microambientes como entre estaciones. Los pH más alcalinos se presentaron en el mes de septiembre, cuando ya no se presentaron lluvias, pero el porcentaje de agua retenida en el suelo fue mayor. En el periodo de lluvias existe una mayor disolución de las sales, lo que permitió su infiltración y lavado en las zonas de muestreo. Cuando cesaron las lluvias, el proceso de evaporación actuó como una bomba de succión, la cual ocasionó que las sales que se habían infiltrado en el suelo subieran por capilaridad y se acumularan en la superficie y aumentando así el pH de suelo. Por otra parte, los valores de pH también pudieron variar debido al metabolismo de los organismos del suelo, ya que, como resultado de la respiración, éstos eliminan CO₂ que al combinarse con el agua forma ácido carbónico, sin olvidar la secreción de ácidos orgánicos que acidifican el pH. En época de sequía, cuando no hay suficiente humedad, los microorganismos del suelo también disminuyen su actividad metabólica, lo que permite la alcalinización del suelo (Gobat et al., 2004).

En el análisis de componentes principales (**Fig. 12**), el pH junto con la porosidad y la densidad real explican aproximadamente un cuarto de la varianza en la comunidad de amebas, esta podría estar relacionada con el microambiente proporcionado por *Pachycereus hollianus*, pues como se observó en los resultados, este microambiente tuvo un ensamblaje de especies diferente al de *Prosopis laevigata* y el interespacio. La variación del pH (**Fig.**

5) fue similar en los microambientes, manteniéndose pH más alcalino en el suelo debajo de *Pachycereus hollianus* de ambas terrazas y fue más neutro en los suelos debajo de *Prosopis laevigata*, probablemente debido a que la cantidad de materia orgánica fue mayor en éstos (**Fig. 2**) y es posible que también la actividad metabólica y los amortiguadores o ácidos húmicos sean más abundantes.

El suelo bajo *Pachycereus hollianus* en ambas terrazas tuvo variación de pH muy similar, a pesar de que la cantidad de materia orgánica fue diferente en las dos terrazas, por lo que se podría especular que los exudados radicales de esta planta pueden tener un papel importante en la capacidad de amortiguar el pH alrededor de su rizosfera.

En climas secos o templados, los suelos tienden a ser neutros o muy básicos debido a que no hay suficientes lluvias que infiltren las bases en cuanto queden liberadas por el intemperismo y a los pocos materiales ácidos que se produzcan por los procesos naturales de descomposición. Se ha observado que el pH sufre un cambio estacional cíclico en el mismo suelo, debido a la abundancia de amortiguadores (Gobat et al., 2004).

Con respecto a la salinidad, los microambientes con más alto contenido de sales fueron *Pachycereus hollianus* y el interespacio de la terraza degradada (**Fig. 6**), donde en algunos meses se presentaron valores que permiten únicamente el establecimiento de plantas moderadamente tolerantes a la salinidad (Sumner y Naidu, 1998). En el caso de *Prosopis laevigata* de la terraza degradada se observó que la salinidad fue ligeramente más alta que los microambientes de la terraza conservada. No obstante, *Prosopis laevigata* sigue permitiendo que se presente una heterogeneidad en la terraza degradada en el nivel de microambientes permitiendo que en sus alrededores existan niveles moderados de salinidad para el desarrollo de las plantas.

Si bien se observaron valores muy variables en la terraza degradada, en el análisis de componentes principales, la salinidad no apareció entre los componentes que explican la varianza en la comunidad de amebas (**Fig. 12**), probablemente por que varias de las especies de amebas determinadas en este estudio han sido reportadas con una amplia tolerancia a la salinidad (Anderson et al., 2003; Hauer et al., 2001).

Respecto a la materia orgánica, la tendencia en el tiempo fue mantener la cantidad de materia orgánica en ambas terrazas, observándose una disminución al inicio de la época de lluvias y un aumento en la época de secas, donde la cantidad de materia orgánica que se

presenta en los microambientes de la terraza degradada es significativamente menor que en la terraza conservada. Se puede apreciar que ha habido pérdida de materia orgánica en la zona degradada, aunque el microambiente que proporcionan las raíces de *Prosopis laevigata* tuvo mayor proporción de ésta, llegando a ser similar al porcentaje encontrado en el interespacio de la terraza conservada (**Fig. 2**).

La cantidad de materia orgánica fue mayor en *Prosopis laevigata* probablemente, porque el porcentaje de materia orgánica está muy relacionado con las comunidades microbianas que se establecen en la zona de raíces de éste y los propios exudados de dichas raíces pues, sabemos que la entrada de materia orgánica al sistema edáfico puede provenir de varias fuentes, ya sea por la caída de las hojas, por la acción de los organismos que se encuentran en el suelo (microfauna y mesofauna) o por los propios exudados de las raíces. Entre los exudados vegetales se encuentran azúcares, aminoácidos, ácidos orgánicos, lípidos, proteínas, vitaminas etc., el tipo y cantidad de estos compuestos varían bastante de una planta a otra (Frías-Hernández *et al.*, 1999).

En la rizósfera también se producen gases como son el metano, el hidrógeno y el anhídrido carbónico que son liberados tanto por los microorganismos como por las raíces (Kent y Triplett, 2002).

En Zapotitlán los microambientes de la zona de raíces presentan diferentes características que pueden estar influyendo en el contenido de materia orgánica, pues tanto el *Prosopis laevigata* como el *Pachycereus hollianus* son plantas siempre verdes. Sin embargo, el *Prosopis laevigata* presenta un dosel que proporciona mayor sombra durante el día y con ello una protección del suelo a las altas temperaturas de la región, además de mayor aporte de hojarasca, lo que propicia que el suelo bajo cobertura de *Prosopis laevigata* pueda mantener una mayor proporción de microorganismos a través de la conservación y acumulación de nutrimentos. Esta podría ser la razón por la cual el porcentaje de materia orgánica de la zona degradada es más alto en *Prosopis laevigata*. También se observó que en los microambientes bajo *Prosopis laevigata* y *Pachycereus hollianus*, la riqueza de especies fue mayor debido a que estas plantas en los ecosistemas áridos funcionan como islas de fertilidad, proporcionando ambientes favorables para el establecimiento de las comunidades microbianas (Frías-Hernández *et al.*, 1999).

El fósforo también presentó diferencias, entre muestreos y entre microambientes, debido muy probablemente a la propia dinámica de los microorganismos y de los microambientes. Se conoce que el fósforo forma complejos que lo hacen inaccesible para las plantas en pH alcalinos, por lo que el fósforo disponible se encuentra en la biomasa de las plantas, en los microorganismos y en algunos compuestos orgánicos e inorgánicos. Por ello, la mayor parte del fósforo es reciclado por los microorganismos que viven en el suelo, entre los que se encuentran las amebas desnudas (Alexander, 1981).

La estructura de la comunidad de amebas en las terrazas aluviales de Zapotitlán Salinas permaneció estable o en equilibrio aún cuando las condiciones entre terrazas y entre microambientes fueron diferentes, pues como se muestra en los resultados, cuando se relaciona la frecuencia de número de individuos por intervalo de clase contra el número de especies, se tiene una curva cóncava característica de una comunidad estable. La forma de la curva es de gran interés, ya que las perturbaciones producirían una tendencia de la curva a ser más simétrica (Hill y Hamer, 1998).

Un rasgo característico y consistente de las comunidades en el tiempo y en el espacio es que contienen una cantidad elevada de especies que son raras y pocas especies que son comunes. Las especies dominantes regularmente son aquellas representadas por una gran cantidad de individuos o por valores altos de biomasa (Schwartz, *et al.*, 2000).

La estructura por frecuencia de aparición que muestran las comunidades de amebas tanto en la terraza degradada, como en la terraza conservada (**Fig. 9**), tuvo el mismo patrón, donde el mayor número de especies son raras, seguidas por las frecuentes y algunas dominantes, lo que nos indica que la comunidad de amebas desnudas está en equilibrio en ambas terrazas. Cuando se realizó el análisis de los microambientes se obtuvieron patrones muy similares (**Fig. 10**). Es posible que la comunidad se mantenga en equilibrio por la redundancia funcional que existe entre las especies, permitiendo que, cuando una especie no esté presente, otra pueda ocupar el nicho disponible y de esta manera mantener las funciones del ecosistema. Se conoce que las condiciones ambientales pueden perjudicar a algunas especies y favorecer a otras permitiendo que las especies que en un momento eran raras en otro instante sean dominantes o viceversa (Griffiths *et al.*, 2001).

La estructura de la comunidad se mantuvo estable en la terraza degradada porque la formación de tierras malas se debe a la degradación natural del suelo, donde las

perturbaciones han sido continuas a lo largo del tiempo y no han impedido que los mecanismos de regulación de las comunidades actúen, es decir que han permitido que las especies presentes se adecuen y puedan ocupar los nichos que pudieran haber dejado otras especies (Allison, 2004). Las claves para explicar muchos de los patrones y procesos de recuperación de la comunidad pueden ser la relación entre el tiempo de la perturbación ecológica y el tiempo requerido por la comunidad para aproximarse a un equilibrio seguido de una perturbación (Wolda, 1986).

A pesar de que la estructura de la comunidad se mantuvo en equilibrio en ambas terrazas, la riqueza de especies no fue igual, pues se observó una disminución en el número de especies presentes en la terraza degradada, principalmente en el microambiente con ausencia de raíces (interespacio), donde la baja calidad del hábitat, la alta variabilidad y baja disponibilidad de los recursos tienen efecto negativo sobre la riqueza de especies (Etienne y Olf, 2005). Mientras que en los microambientes influidos por raíces de *Pachycereus hollianus* y *Prosopis laevigata* de la terraza degradada, la disminución en el número de especies fue menos severa (**Anexo 1 y 2**).

Los recursos son factores ambientales usados directamente por los organismos y pueden afectar la actividad individual. La estructura de la comunidad está relacionada con los recursos. Un hábitat con alta diversidad de recursos puede soportar abundante riqueza de especies, en comparación con un hábitat que proporciona un reducido número de recursos (Wolda, 1986).

Las zonas de raíces actúan como islas de fertilidad, proporcionando sustancias nutritivas como azúcares, aminoácidos y atrayentes a través de los exudados que permiten el establecimiento de las diferentes especies de hongos y bacterias en esta zona, las cuales aprovechan los recursos disponibles y favorecen la formación de agregados del suelo. Estos, a su vez, permiten el establecimiento de refugios parciales que ayudan a hongos y bacterias a evitar la depredación por protozoarios entre los que se encuentran las amebas y por la mesofauna del suelo (Narasinhham *et al.*, 2003). Aún así, hubo menor cantidad de especies de amebas en los microambientes influidos por las raíces en la terraza degradada y el ensamblaje de especies presentes fue diferente al de la terraza conservada, probablemente porque la calidad de los exudados de las plantas en esta terraza no es igual a la calidad de los exudados en la terraza conservada. Pues, aún cuando la zona de raíces

funciona como isla de fertilidad, la calidad y cantidad de los exudados se ven afectados negativamente cuando las plantas están sometidas a diferentes tipos de estrés, pues éstas deben gastar diferentes cantidades de recursos para mantener sus funciones metabólicas frente a las diversas condiciones ambientales, lo cual repercute también en las especies que pueden llegar a establecerse en tales condiciones. Por otra parte, la menor disponibilidad de recursos en los microambientes de la terraza degradada propicia que las pocas especies que se encuentren en esta zona tengan mayores dificultades para obtener los pocos recursos disponibles. En éste caso es posible que las interacciones intra e interespecíficas aumenten, sobre todo en cuanto a la competencia entre las propias amebas y otros microorganismos que explotan los mismos recursos que son escasos.

Algunos de los mecanismos que facilitan una mayor riqueza de especies en la terraza conservada podrían ser: el aumento en la base de los recursos o el aumento de la especialización en el uso de algunos recursos por parte de las especies. La depredación puede favorecer la riqueza de especies, dependiendo de la eficacia con la cual el depredador previene la monopolización de los recursos por una o pocas especies (Habte y Alexander, 1978).

La disponibilidad de recursos y las redes tróficas que se establecen en cada microambiente influyen tanto en la riqueza de especies como en el ensamblaje de las mismas, ya que las amebas explotan diferentes recursos, algunas se alimentan exclusivamente de algas, hongos, levaduras, bacterias o protozoarios, otras se pueden alimentar de algas y hongos o bacterias y hongos mientras que otras, como el caso de *Acanthamoeba* son omnívoras (Rodríguez Zaragoza *et al.*, 2005). A su vez, las amebas también son presa de otros protozoarios, incluyendo otras amebas y de la mesofauna del suelo (Guo y Berry, 1998).

El ensamblaje de especies entre terrazas fue diferente, observándose comúnmente en ambas terrazas a los géneros *Acanthamoeba*, *Platyamoeba*, *Mayorella* y *Vahlkampfia*, mientras que en la terraza degradada también encontramos comúnmente a *Hartmannella* y en la terraza conservada a *Dactylamoeba*.

Dactylamoeba, se alimenta de protozoarios y únicamente la encontramos en la terraza conservada, se esperaría encontrarla en la terraza degradada con una menor frecuencia que en la conservada, pero, debieron ser muy pocas en la terraza degradada al grado de que no fue posible detectarlas con la técnica utilizada, ya que las condiciones de la terraza

degradada en cuanto a materia orgánica y humedad fueron siempre menores que en la terraza conservada. Es posible que la cantidad de presas potenciales para esta ameba fue muy poca como para permitir que las amebas pudieran estar por encima de los límites de detección de la técnica.

En cambio *Hartmannella* es bacterívora, y se observó que la frecuencia de aparición en la terraza conservada fue muy baja, mientras que en la terraza degradada tiende a ser más alta, lo que sugiere también que la cantidad de competidores potenciales (entre los que podrían estar otros protozoarios ciliados y flagelados), no es tan alta como en la terraza conservada. Las redes tróficas que se establecieron tanto en las terrazas como en los microambientes fueron diferentes, debido a que las amebas explotan diferentes recursos y como se muestra en los resultados, la comunidad de amebas presentes en *Pachycereus hollianus*, presenta un mayor número de especies que se alimentan de protozoarios entre los géneros observados en este microambiente está *Gymnophrys* y *Leptomixa*, a diferencia de *Prosopis laevigata* y el interespacio donde la mayoría de las especies son bacterívoras como: *Vahlkampfia* sp., *Platyamoeba* sp. y *Hartmannella*.

Por otra parte, el género *Nuclearia* se presentó comúnmente en los microambientes de *Pachycereus hollianus* y *Prosopis laevigata* en ambas terrazas, aunque en el interespacio de la terraza conservada solamente se observó en el mes de septiembre, y nunca se observó en el interespacio de la terraza degradada, el género se alimenta de algas y hongos, lo que sugiere que en los microambientes influidos por la raíz, la presencia de hongos y algas fue más común que en el interespacio, es posible que en época de lluvias los nutrientes, las poblaciones de hongos y algas también hayan aumentado en el interespacio de la terraza conservada como para permitir el crecimiento de la población del género *Nuclearia*.

En este caso, la diferencia en el ensamblaje de las especies en los diferentes microambientes está relacionada con la diversidad de recursos disponibles, las redes tróficas que se establecen en cada uno y la estacionalidad. El ensamblaje de especies fue diferente entre terrazas y entre los microambientes de cada terraza, probablemente porque la disponibilidad de recursos es menor en la terraza degradada, ésta condición puede modificar alguno de los niveles tróficos dentro de las redes estructuradas en cada microambiente y por tanto ocasionar, el cambio del ensamblaje de las especies.

Las especies que marcaron el cambio en el ensamblaje entre terrazas fueron *Hartmannella vermiformis* y *Dactylamoeba stella*, donde *H. vermiformis* aparece como poco frecuente ($F \leq 6$) en la terraza conservada y en la terraza degradada aparece como dominante ($F \geq 19$), mientras que *D. stella* aparece frecuentemente ($F = 12$) en la terraza conservada y no aparece en la terraza degradada, evidenciando que las condiciones que se están presentando en ambas terrazas afectan de diferente forma a las especies.

Como se observó en los resultados, la estructura de la comunidad fue estable en ambas terrazas a pesar de que las condiciones en ambas terrazas son diferentes debido probablemente a la redundancia que tienen las especies en el aprovechamiento de los recursos. Sin embargo, podemos ver que hay una pérdida de especies en la terraza degradada (**Cuadro 1, Anexo 2**) y que el ensamblaje de las especies es diferente no solo entre los microambientes, sino también en general en ambas terrazas, por lo tanto, se puede considerar que la diversidad funcional debe ser más importante que la diversidad estructural (Schwartz, *et al.*, 2000). No obstante, se debe considerar que una cantidad mínima de especies es esencial para mantener las funciones del ecosistema y un gran número de especies es probablemente necesario para mantener la estabilidad de los procesos del ecosistema ante los cambios ambientales. Pues debe existir un límite inferior en la cantidad de especies con diferentes oficios que permita mantener la estabilidad de los procesos que se lleven a cabo en el ecosistema a pesar de las variaciones y presiones ambientales.

Es probable que la terraza degradada sea más propensa a perder la estabilidad en los procesos del ecosistema que la terraza conservada, pues en la primera ya se percibe una reducción en el número de especies. Si consideramos, que cuando se presenta una perturbación en una comunidad con poca riqueza de especies, el impacto es mayor que cuando se presenta en una comunidad rica en especies (Etienne y Olf, 2005).

Los dendrogramas para los fisicoquímicos y las amebas desnudas se parecen mucho (**Fig. 8 y 11**), por lo que se podría pensar que los factores fisicoquímicos presentes en cada microambiente pueden tener algún efecto en las especies que se presentan. No obstante, el análisis de correlación múltiple generó valores muy pequeños, donde únicamente el pH, la porosidad y la densidad real explican aproximadamente el 25% de la varianza en la comunidad de amebas en las terrazas de Zapotitlán.

CONCLUSIÓN

La riqueza de especies de amebas desnudas fue menor en los microambientes de la terraza degradada y la correlación con los factores fisicoquímicos fue baja, Ph, porosidad y densidad real correlacionaron con la presencia de amebas desnudas, pero únicamente nos explican un cuarto del porcentaje de la varianza en la comunidad de amebas. La respuesta que se observó por parte de la comunidad de especies de amebas desnudas a la degradación del suelo fue la pérdida de especies y un ligero cambio en el ensamblaje de las mismas.

Suponiendo que la riqueza de especies de amebas desnudas en un tiempo fue igual en los microambientes de ambas terrazas, antes de que hubiera degradación del suelo, la diferencia observada pudo deberse a que, cuando las condiciones ambientales cambiaron algunas especies desaparecieron o disminuyeron su abundancia, mientras que otras especies pudieron aprovechar recursos que quedaron disponibles, de esta forma, se presentó un cambio en la riqueza de las especies y se modificó el ensamblaje de las mismas alterando el uso de los recursos.

Los factores que han conducido a la degradación del suelo han sido de largo plazo y de baja intensidad, lo que ha permitido que la comunidad de amebas se mantenga estable, en el sentido de que disminuyó la riqueza de especies y se modificaron las abundancias, pero la estructura general de la comunidad se mantuvo en equilibrio.

La zona de raíces del *Prosopis laevigata* y de *Pachycereus hollianus* proporcionaron un ambiente más favorable para la comunidad de amebas desnudas, pues la pérdida de especies fue más severa en los microambientes del interespacio.

REFERENCIAS

- Albadejo, J. M., Martínez-Mena, A. Roldán and V. Castillo (1998). Soil degradation and desertification induced by removal in a semiarid environment. *Soil Use and Management* 14: 1-5.
- Alef, K. and P. Nannipieri (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, *Harcourt Brace & Company, publishers*, London. 576p.
- Alexander, M. (1981). Introducción a la microbiología del suelo. AGT. Editor, México D. F. pp. 27-85.
- Allison, G. (2004). The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs* 74: 117-134.
- Anderson, R. O. (2000). Abundance of terrestrial Gymnamoebae at a Northeastern U. S. site: a four-year study, including the El Niño winter of 1997-1998. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 47: 148-145.
- Anderson, O. R., T. A. Nerad and J. C. Cole (2003) *Platyamoeba nucleolilateralis* n. sp. from Chesapeake bay region. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 50: 57-60.
- Anderson, J. and J. Ingran (1993). Tropical soil biology and fertility: *Handbook of methods*. 2° ed. Wallingford, U.K., CAB International.
- Bamforth, S. S. (1995). Interpreting soil ciliate biodiversity. pp. 179-184 En: H. P. Collings, G. P. Robertson and M. J. Klug (eds.). The significance and regulation of soil biodiversity. *Klewer Academic Publishers*, Holanda.
- Bass P. y P. J. Bischoff (2001). Seasonal variability in abundance and diversity of soil Gymnamoebae along a short transect in Southeastern U. S. *Journal of Eucarytic Microbiology* 48: 475-479.
- Benizri E., O. Dedourge, C. Dibattista-Leboeuf, S. Piutti, C. Nguyen and A. Guckert (2002). Effect of maize rhizodeposit on soil microbial community structure. *Applied Soil Ecology* 21: 261-265.
- Bischoff, P. J. (2002). An analysis of the abundance, diversity and patchiness of terrestrial Gymnamoebae in relation to soil depth and precipitation events following a drought in Southeastern U. S. *Acta Protozoologica* 41: 183-189.

- Bouma, N. A. and A. C. Imeson (2000). Investigation of relationships between measured field indicators and erosion processes on badlands surfaces at Petrer, Spain. *Catena* 40: 147-171.
- Bryant, R. J., L. E. Woods, D. C. Coleman, B. C. Fairbanks, J. F. McClellans and C. V. Cole (1982). Interactions of bacterial and amoebal populations in soil microcosms with fluctuating moisture content. *Applied and Environmental Microbiology* 43: 747-752.
- Cajuste, L. J. (1986). El fósforo aprovechable en los suelos. Serie cuadernos de Edafología 6. Centro de Edafología. Colegio de Posgraduados Chapingo, México.
- CONAZA-SEDESOL (1994). La desertificación en México. pp 73-102. En: FAO-CONAZA-SEDESOL Plan de acción para combatir la desertificación en México. PACD-México.
- Chakraborty S. and K. M. Old (1985). Mycophagous amoebas from arable pasture and forest soil. pp 14-16 En: C. A. Parker, A. D. Rovira, K. J. Moore, P. T. W. Wong, y J. F. Kollmorgen (eds.) Ecology and management of soil borne plant pathogens, APS Press.
- Côteaux M. y J. F. Darbyshire (1998). Functional diversity amongst soil protozoa. *Applied Soil Ecology* 10: 229-237.
- Dávila, P. (1997). Tehuacan-Cuicatlán region, México. Pp 139-143 En: Davies, S. D. (ed.) Centres of Plant Diversity: Cambridge, *The World Wide Fund for Nature (WWF), The World Conservation Union (IUCN)*.
- Ekschmit, K. and B. S. Griffiths (1998). Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment. *Applied Soil Ecology* 10: 201-215.
- Etienne, S., and H. Olf (2005). Confronting different models of community structure to species-abundance data: a Bayesian model comparison. *Ecology Letters* 8: 493-504.
- Frías-Hernández, J. T., A. L. Aguilar y V. Olalde (1999). Soil characteristics in semiarid highlands of central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Research and Rehabilitation* 13: 305-312.
- García, O. F. (1991). Influencia de la dinámica del paisaje en la distribución de las comunidades vegetales en la cuenca del río Zapotitlán, Puebla: México, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Investigaciones Geográficas, *Boletín* 23: 53-70.
- Gobat, J.M., M. Aragno and W. Matthey (2004). The living soil. Fundamentals of soil science and soil biology. *Science Publishers Inc.* Enfield, New Hampshire, U. S., 602p.

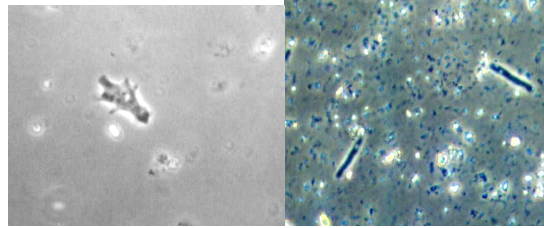
- Guo, Q. and W. Berry (1998). Species richness and biomass: dissection of the hump-shaped relationships. *Ecology* 79: 2555- 2559
- Griffiths, B. S., M. Bonkowski, J. Roy and K. Ritz (2001). Functional stability, substrate utilization and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology* 16: 49-61.
- Habte, M. and M. Alexander (1978). Protozoan density and the coexistence of protozoan predators and bacterial prey. *Ecology* 59: 140-143.
- Hauer, G., A. Rogerson and O. R. Anderson (2001). *Platyamoeba pseudovannellida* n. sp., Naked amoeba with wide salt tolerance isolated from the Salton sea, California. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 48: 663-669.
- Herrick, J. E. (2000). Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology* 15: 75-83.
- Hill, J. K. and K. C. Hamer (1998). Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forest. *Journal of Applied Ecology* 35. 458-460.
- Jimenez, M., A. M. De la Horra, L. Pruzzo and R. M. Palma (2002). Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biology and Fertility of Soils* 35: 302-306.
- Kent, A. D. and E. W. Triplett (2002). Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems. *Annual Reviews Microbiolog* 56: 211-236.
- Killham K. (1994). Soil ecology. Cambridge University, Press, U.K. pp. 1-33.
- Landa, R., J. Meave and J. Carabias (1997). Environmental deterioration in rural Mexico: An examination of the concept. *Ecological Applications* 7: 316-319.
- Lee, J., S. H. Hunter and E. C. Bovee (1985). An illustrated guide to the protozoa. *Society of Protozoologists*. Lawrence, Kansas. 689p.
- Levin, S. A., J. Duschoff and J. E. Keymer (2001) Community assembly and emergence of ecosystem pattern. *Scientia Marina*. 65 (2): 171- 179.
- López, G. F., H. M. Ibarra, A. I. Hernández, M. M. Hernández y A. A. Soler (2001). Procesos de degradación de las tierras y su importancia en la dinámica de terrazas aluviales en la cuenca de Zapotitlán, Puebla. Laboratorio de Edafología UBIPRO, FES Iztacala, *SIMPOSIO*.
- López, G. S., D. Muñoz, M. Hernández, A. Soler, M. Castillo, e I. Hernández (2003). Análisis integral de la toposecuencia y su influencia en la distribución de la vegetación y la

- degradación del suelo en la subcuenca de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* tomo LVI, 1: 19 – 41.
- Madoni P. (1994). A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research* 28: 67-75.
- Mast S. O. and F. M. Root (1916). Observation on ameba feeding on rotifers, nematodes and ciliates, and their bearing on the surface-tension theory. *Journal of Experimental Zoology* 21: 33-49.
- Moreno, E. C. and G. Halffter (2001). On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 38: 487-490.
- Morgan, R. P. (1995). Soil erosion and conservation. 2° edition. Logran, Essex. U.K. 198p.
- Muñoz, I. D., M. G. García, R. A. Rivas, M. M. Hernández y A. A. Soler (2001). Estudio de los suelos de la porción Norte del Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Laboratorio de Edafología UBIPRO. FES Iztacala. *SIMPOSIO*.
- Muñoz, I. D., C. A. Mendoza, G. F. López, M. M. Hernández y A. A. Soler (2000). Manual de análisis de suelos, Universidad Nacional Autónoma de México, Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, 85p.
- Murray B. R., B. L. Rice, D. A. Keith, P. J. Myerscough, J. Howell, A. G. Floyd, K. Mills and M. Westoby (1999). Species in the tail of rank-abundance curves. *Ecology* 80: 1806-1816
- Narasinham K., C. Basheer, V. B. Bajic and S. Swarup (2003). Enhancement of plant-microbe interactions using a rhizosphere metabolomics-driven approach and its application in the removal of polychlorinated biphenyls. *Plant Physiology* 132:146-153.
- Neher D. A. (1999). Soil community composition and ecosystem processes. *Agroforestry systems* 45: 159-185.
- Neher, D. A and C. L. Campbell (1994). Nematode communities and microbial biomass in soils with annual and perennial crops. *Applied Soil Ecology* 1: 17-28.
- Nummelin, M. (1998). Log normal distribution of species abundance is not a universal indicator of rainforest disturbance. *Journal of Applied Ecology* 35: 454-457.
- Odum, E. P., T. J. Finn and E. Franz (1979). Perturbations theory and the subsidy-stress gradient, *Bioscience* 29: 349-352.
- Page, F. C. (1976). An illustrated key to freshwater and soil Amoebae. Freshwater biological Association, *Ambleside*, Cumbria, U.K. 155p.

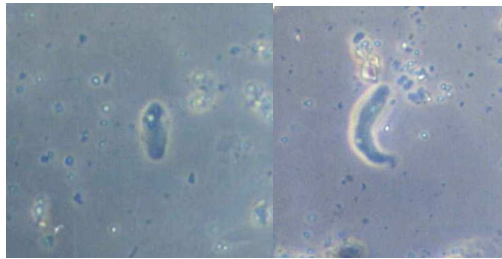
- Page F. C. (1988). A new key to freshwater and soil gymnamoebae. Freshwater biological Association, *Ambleside*, Cumbria, U.K. 122 p.
- Page F. C. and F. J. Siemensma (1991). Nackte rhizopoda and Heliozoa. *Gustab-Fisher Verlag*, Stuttgart. 297 p.
- Patterson, D. J. (1996). Free-living freshwater protozoa. A color guide, *John Wiley and Sons*. Londres, U.K. 223p.
- Paul E. A. and F. E. Clark (1989). Soil microbiology and biochemistry. *Academic Press U. S.*, pp. 51-73.
- Piutti S., S. Hallet, S. Rousseaux, L. Philippot, G. Soulas and F. Martin-Laurent (2002). Accelerated mineralization of atrazine in maize rhizosphere soil. *Biology and Fertility of Soils* 36: 434-441.
- Philippi, T. E., P. M. Dixon and B. E. Taylor (1998). Detecting trends in species composition. *Ecological Application* 8: 300-308.
- Rezdowski, J. (1978). Vegetación de México. Editorial Limusa, 432p.
- Robinson B. S., S. S. Bamforth and P. J. Dobson, 2002. Density and diversity in some arid Australian soils. *Journal of Eucaryotic Microbiology* 49: 449-453.
- Rodríguez-Zaragoza S. (1994). Ecology of free-living amoebae. *Critical Reviews in Microbiology* 20: 225-241.
- Rodríguez-Zaragoza, S., E. Mayzlish and Y. Steinberger (2005). Seasonal changes in free-living amoebae species in the root canopy of *Zygophyllum dumosum* in the Negev Desert, Israel. *Microbial Ecology* 49: 134-141.
- Schwartz, M. W., C. A. Brigham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills and P.J. van Matengem (2000). Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297-305.
- Tolba, M. K., A. O. El-Kohly, E. El Hinnawi, M. W. Holdgate, D. F. Michaeland, and R. E. Munn (1992). The world environmental 1972-1992: two decades of challenge. *UNEP/Chapman y Hall*, London.
- Torri, D., C. Calzolari and G. Rodolfo (2000). Badlands in changing environments: an introduction. *Catena* 40: 119-125.
- Stout D. J. (1980). The role of protozoa in nutrient cycling and energy flow. pp 1-59 En: M. Alexander (Ed) *Advances in Microbial Ecology*, Vol. 4, *Plenium Press*. New York.

- Sumner, M. E. and R. Naidu (1998). Sodic Soils. Distribution, proprieties, management and environmental consequences. Oxford University Press, New York, U. S., 207p.
- Wolda, H. (1986). Seasonality and the community. En: Gee, J. H. R. and Giller, P. S. (Eds.) Organization of community, past and present. 27th Symposium of the British Ecological Society *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, U. K. 576p.

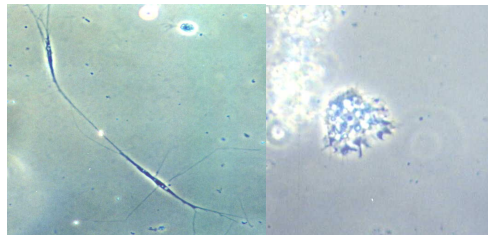
Anexo 3. Algunas de las amebas más frecuentes determinadas en las terrazas aluviales de Zapotitlán Salinas, Puebla. Microscopio de contraste de fases 40X. En la figura g las flechas muestran la posición de los filopodos característicos de este género.



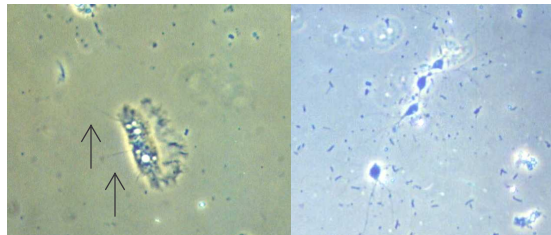
a. *Dactyamoeba stella* b. *Hartmannella vermiformis*



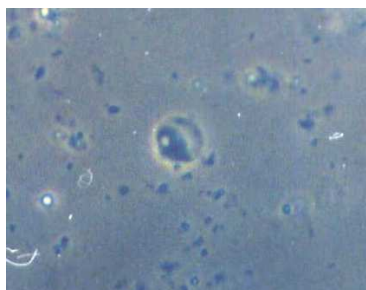
c. *Platyamoeba stenopodia* d. *VahlKapfia ustiana*



e. *Gymnoprhys sp.* f. *Mayorella sp.*



g. *Filamoeba nalandi* h. *Nuclearia sp.*



i. *Vannella platypodia*

Anexo 4. Lista de especies determinadas en las terrazas aluviales en Zapotitlán Salinas, Puebla.
En cinco muestreos de julio a octubre de 2002.

Especies	Número	Frecuencia	Genero	Familia
<i>Acanthamoeba sp.</i>	sp 1	25	<i>Acanthamoeba</i>	Acanthamoebidae
<i>A. castellanii</i>	sp 2	10		
<i>A. mauritaniensis</i>	sp 3	1		
<i>A. polyphaga</i>	sp 4	7		
<i>A. triangularis</i>	sp 5	2		
<i>Adelphamoeba sp.</i>	sp 6	1	<i>Adelphamoeba</i>	Vahlkampfiidae
<i>Amoeba sp.</i>	sp 7	3	<i>Amoeba</i>	Amoebidae
<i>A. diminutiva</i>	sp 8	1		
<i>Biomyxa sp.</i>	sp 9	2	<i>Biomyxa</i>	Biomyxidae
<i>Cashya sp.</i>	sp 10	2	<i>Cashia</i>	Hartmannellidae
<i>Cochliopodium sp.</i>	sp 11	10	<i>Cochliopodium</i>	Cochliopodiidae
<i>C. actinophorum</i>	sp 12	4		
<i>C. bilimbosum</i>	sp 13	3		
<i>C. minus</i>	sp 14	1		
<i>Dactylamoeba stella</i>	sp 15	12	<i>Dactylamoeba</i>	Paramoebidae
<i>Dermamoeba granifera</i>	sp 16	5	<i>Dermamoeba</i>	Thecamoebidae
<i>Echinamoeba sp.</i>	sp 17	2	<i>Echinamoeba</i>	Echinamoebidae
<i>E. exudans</i>	sp 18	7		
<i>Filamoeba nolandi</i>	sp 19	2	<i>Filamoeba</i>	
<i>Guttulinopsis sp.</i>	sp 20	5	<i>Guttulinopsis</i>	Guttulinopsidae
<i>Gymnophrys sp.</i>	sp 21	2	<i>Gymnophrys</i>	Biomyxidae
<i>G. cometa</i>	sp 22	5		
<i>Hartmannella sp.</i>	sp 23	12	<i>Hartmannella</i>	Hartmannellidae
<i>H. cantabrigiensi</i>	sp 24	32		
<i>H. vermiformis</i>	sp 25	7		
<i>Learamoeba Sp.</i>	sp 26	2	<i>Learamoeba</i>	Vahlkampfiidae
<i>Leptomyxa sp.</i>	sp 27	10	<i>Leptomyxa</i>	Leptomyxidae
<i>Mastigamoeba sp.</i>	sp 28	3	<i>Mastigamoeba</i>	Mastigamoebae
<i>M. balamuti</i>	sp 29	7		
<i>Mayorella sp.</i>	sp 30	1	<i>Mayorella</i>	Paramoebidae
<i>M. bicornifrons</i>	sp 31	1		
<i>M. bigema</i>	sp 32	35		
<i>M. cultura</i>	sp 33	1		
<i>M. cypressa</i>	sp 34	4		
<i>M. espatula</i>	sp 35	3		
<i>M. microeruca</i>	sp 36	15		
<i>M. penardi</i>	sp 37	1		
<i>M. oclawaha</i>	sp 38	5		
<i>M. riparia</i>	sp 39	13		

<i>Naegleria sp.</i>	sp 40	10	<i>Naegleria</i>	Vahlkampfiidae
<i>Nuclearia sp.</i>	sp 41	1	<i>Nuclearia</i>	Nucleariidae
<i>N. moebiusi</i>	sp 42	1		
<i>N. simplex</i>	sp 43	6		
<i>Paradermamoeba sp.</i>	sp 44	1	<i>Paradermamoeba</i>	Thecamoebidae
<i>Paratetramitus sp.</i>	sp 45	1		
<i>Pelomyxa sp.</i>	sp 46	8	<i>Pelomyxa</i>	Pelomyxidae
<i>Platyamoeba sp.</i>	sp 47	20	<i>Platyamoeba</i>	Vannellidae
<i>P. placida</i>	sp 48	5		
<i>P. pseudovanellide</i>	sp 49	42		
<i>P. stenopodia</i>	sp 50	1		
<i>Polychaos sp.</i>	sp 51	2	<i>Polychaos</i>	Amoebidae
<i>P. faciculatum</i>	sp 52	1		
<i>P. timidum</i>	sp 53	2		
<i>Pseudothecamoebea sp.</i>	sp 54	6	<i>Pseudothacamoebea</i>	Thecamoebidae
<i>Rhizamoeba sp.</i>	sp 55	5	<i>Rhizamoeba</i>	Leptomyxidae
<i>R. australiensis</i>	sp 56	7		
<i>Rosculus sp.</i>	sp 57	2	<i>Rosculus</i>	Vahlkampfiidae
<i>R. itacus</i>	sp 58	2		
<i>Saccamoeba sp.</i>	sp 59	9	<i>Saccamoeba</i>	Hartmannellidae
<i>S. limax</i>	sp 60	4		
<i>Stachyamoeba sp.</i>	sp 61	2	<i>Stachyamoeba</i>	Gruberellidae
<i>Thecamoeba sp.</i>	sp 62	1	<i>Thecamoeba</i>	Thecamoebidae
<i>T. quadrilineata</i>	sp 63	1		
<i>T. similis</i>	sp 64	1		
<i>T. terricola</i>	sp 65	3		
<i>Thecochaos sp.</i>	sp 66	1	<i>Thecochaos</i>	
<i>Tetramitus rostratus</i>	sp 67	2	<i>Tetramitus</i>	Vahlkampfiidae
<i>Vahlkampfia sp.</i>	sp 68	40	<i>Vahlkampfia</i>	
<i>V. aberdonica</i>	sp 69	17		
<i>V. avara</i>	sp 70	24		
<i>V. debilis</i>	sp 71	14		
<i>V. enterica</i>	sp 72	21		
<i>V. hartmanni</i>	sp 73	1		
<i>V. inornata</i>	sp 74	7		
<i>V. lacustris</i>	sp 75	2		
<i>V. ustiana</i>	sp 76	9		
<i>Vannella sp.</i>	sp 77	6	<i>Vannella</i>	Vannellidae
<i>V. cirrifera</i>	sp 78	1		
<i>V. lata</i>	sp 79	3		
<i>V. mira</i>	sp 80	1		
<i>V. platypodia</i>	sp 81	13		
<i>V. simplex</i>	sp 82	3		
<i>Vexillifera sp.</i>	sp 83	3	<i>Vexillifera</i>	Vexilliferidae
<i>V. bacilipedes</i>	sp 84	4		
<i>Willaertia sp.</i>	sp 85	2	<i>Willaertia</i>	Vahlkampfiidae