



Sociedad Mexicana
de la Ciencia del Suelo



Consejo Nacional de
Ciencia y Tecnología

CONACYT Red Temática del Agua

inifap

Red Nacional de Innovación
Agua y Suelo

Manejo comparado de cuencas hidrológicas

Incertidumbre climática, vulnerabilidad ecológica y conflicto social

Compiladores y Directores del libro

José Luis González Barrios

Ignacio Sánchez Cohen

CAPITULO 5

Impacto biológico de las sequías: caso del sitio LTER Mapimí, Durango

Víctor Manuel Reyes Gómez, Jorge López Portillo, Lucina Hernández, Karina Grajales,
Daniel Núñez López

Instituto de Ecología. A.C.

Índice

Resumen

Abstract

Introducción

Objetivo

Materiales y métodos

 Área de estudio

 Suelo y superficie encostrada

 Cálculo del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI)

Resultados y discusión

 Cubierta edafológica

 La superficie del suelo

 Costras predominantes

 Especies de criptógamas

 Régimen pluviométrico mensual y anual

 Evolución de la cobertura de costras biológicas

 Efecto de la sequía sobre la presencia de costras biológicas

Conclusiones

Literatura citada

Resumen

Para evaluar el impacto de la sequía sobre algunos componentes biológicos de ecosistemas áridos del norte de México, en el sitio LTER- Mapimí, desde 1996, se comenzó a registrar dos veces por año, la variación de la cobertura de costras biológicas que recubren el suelo de un pastizal de toboso (*Pleuraphis mutica*) y de un matorral compuesto principalmente de gobernadora (*Larrea tridentata*), de mezquite (*Prosopis glandulosa*) y de nopal rastrero (*Opuntia rastrera*), representativos del desierto Chihuahuense. El objetivo fue probar la siguiente hipótesis: en ecosistemas áridos, la cobertura de costras biológicas varía en función de la intensidad de la sequía. El análisis consistió en confrontar los datos de cobertura de costras biológicas, a los valores estacionales de lluvia y del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) calculados para el periodo 1996 a 2005. Se constató que tanto en pastizal como en matorral existe un mayor impacto de la sequía sobre la presencia de costras, cuando se consideran la lluvia o el SPI de años hidrológicos. En pastizal, tanto en marzo como en noviembre, en años hidrológicos se presentaron las regresiones más significativas (respectivamente $r^2 = 0.74$, $p < 0.01$; $r^2 = 0.63$, $p < 0.01$) seguidos de la lluvia estival ($r^2 = 0.53$, $p < 0.02$, 0.36 , $p < 0.05$). De la misma manera, en matorral, las lluvias anuales de noviembre tienen un mayor efecto a corto plazo ($r^2 = 0.38$, $p < 0.02$), seguido de las lluvias estivales ($r^2 = 0.36$, $p < 0.05$). En el caso de efectos acumulados de los déficits de lluvia, los modelos más significativos fueron para los valores del SPI12 de noviembre y del SPI5 de octubre, respectivamente, año hidrológico y periodo estival. En pastizal, la costra biológica se ve más impactada por los valores del SPI12, seguido de los valores del SPI5 (respectivamente, $r^2 = 0.65$, $p < 0.01$; $r^2 = 0.38$, $p < 0.05$); de igual forma para matorral, los valores del SPI12 explican más la presencia de costras que los del SPI5 (respectivamente, $r^2 = 0.36$, $p < 0.1$; No significativo). Si se comparan las dos comunidades, se encontró que la sequía produce un impacto más conspicuo en la zona de pastizal que en matorral. El método adoptado para el monitoreo ecológico a largo plazo de los cambios de la superficie encostrada por efecto de la sequía, resultó ser eficaz y es extrapolable a cualquier sitio con condiciones similares a Mapimí.

Abstract

For assess the impact of drought on some biological components of ecosystems aggregates of the North of Mexico at the Long Time Ecological Research (LTER)-Mapimí, Durango, site since 1996, began to register twice a year, the variation of the coverage of biological crusts lining the soil of a toboso grassland (*Pleuraphis mutica*) and a shrub composed mainly of creosote (*Larrea tridentata*), mezquite (*Prosopis glandulosa*) and prickly pear (*Opuntia rastrera*) representative of the Chihuahuan desert. The objective was to test the following hypothesis: in arid ecosystems, biological crusts coverage varies in role of the intensity of drought. The analysis was to confront the biological, crusts to the seasonal values of rain coverage data and of the Spatialized Precipitation Index (SPI) calculated for the period 1996 to 2005. It was noted that both in grassland as shrubland there is a

greater impact of drought on the presence of crusts, when considering the rain or hydrological years SPI. In grassland, both in March and in November, in hydrological years were presented the most significant regression (respectively $r^2 = 0.74$ $p < 0.01$; $r^2 = 0.01$) (0.63, $p < 0.05$) followed summer rain ($r^2 = 0.50$ $p < 0.02$, 0.36,) ($p < 0.05$). Similarly, in scrub, annual rainfall of November have a greater effect short-term ($r^2 = 0.38$, $p < 0.02$), followed in the summer rains ($r^2 = 0.36$, $p < 0.05$). In the case of cumulative effects of rain, the most significant models deficits were for values of the SPI12 November and the SPI5 of October, respectively, hydrological year and summer. In grassland, biological crust is more course by the SPI12, followed by the values of the SPI5 values (respectively, $r^2 = 0.65$) ($p < 0.01$; $r^2 = 0.38$, $p < 0.05$). Similarly for shrubs, the values of the SPI12 more explain the presence of crusts to the SPI5 (respectively) ($r^2 = 0.36$, $p < 0.1$; significant no). When comparing the two communities is found that drought produces a more conspicuous impact in the area of grassland that shrub. The method adopted for the ecological monitoring long-term changes the surface crusting effects of drought, proved effective and extrapolated to any site with conditions similar to Mapimí, Durango.

Introducción

La región norte de México se caracteriza por la dominancia de climas secos, la existencia de condiciones de aridez y la inestabilidad en la ocurrencia de lluvias, razón por la cual se consideran como zonas vulnerables a impactos producidos por sequías. Para estudiar la sequía, su duración, intensidad y severidad se han desarrollado varios índices, destacan el de Palmer, el de anomalías de la precipitación, de tendencias hidrológicas y el de precipitación estandarizada (Mckee *et al.*, 1993; Nuñez-López *et al.*, 2007; Reyes-Gómez *et al.*, 2006). El Índice de Precipitación Estandarizado (SPI, por sus siglas en inglés), junto con el de Palmer y anomalías están siendo utilizados como sistema de vigilancia de la sequía y sus impactos en norte América por los gobiernos de Canadá, México y E.U.A. Uno de los nuevos índices que se apoyan en la tecnología de satélites, es el conocido como Índice de Condición de Vegetación (VCI, por sus siglas en inglés), es usado para monitorear en tiempo real el estado de la vegetación por efecto de la sequía, usando el grado de reflectancia de la vegetación (Heim, 2000).

La ventaja más importante del uso del SPI, es que requiere solamente de series de datos de lluvia históricos de 30 años continuos, y con el ajuste de la distribución de la probabilidad de lluvia a una función Gama incompleta, se puede validar la duración, intensidad y distribución geográfica de eventos extraordinarios de déficits o excedentes hídricos en una región (Muñoz-Robles, 2006). En la última reunión de Gobernadores Fronterizos E.U. y México, desarrollada en San Diego, Cal. (*Binational Drought Science Conference*, 2009), se presentó una proyección global de la lluvia para el periodo de 2070 – 2100, donde está previsto un déficit pluviométrico de entre -5 y -15 mm de lluvia para México (DWRSC, 2008), que se traducirá en sequías severas. De las conclusiones más importantes de esa reunión, sobresale la necesidad de preservar las redes de observación hidrometeorológica y ecológica a largo plazo, además de expandir la instrumentación y sitios de monitoreo para cubrir una mayor superficie vigilada en la Tierra.

Con la misma intención, surgieron otras redes temáticas y de monitoreo ecológico a largo plazo en México y el mundo, como la LTER (por su siglas en inglés, Long Time Ecological Research) cuyo propósito esencial es abordar de manera interdisciplinaria, el estudio de fenómenos ecológicos a escalas espaciales y temporales amplias; para ello se están desarrollando de forma integral proyectos de investigación estratégicos para responder a preguntas sobre la resiliencia de los ecosistemas de México y ampliar el conocimiento del papel de los ciclos biogeoquímicos y de la biodiversidad en los servicios ecosistémicos de los principales biomas del país (Maass y Equihua, 2008). Uno de los sitios de vigilancia ecológica, que desde hace más de una decena de años se ha integrado a redes de investigación para dar seguimiento a los cambios en estructura, composición y función de ecosistemas áridos del norte de México, es el caso del sitio LTER-Mapimí. Los componentes del ecosistema que se están registrando de forma ininterrumpida en el sitio, versan en cuatro temáticas principales: la variabilidad espacial y temporal de la lluvia, los cambios en la productividad primaria (biodiversidad vegetal, su cobertura y su estructura); el componente edafológico (descripción, calidad orgánica y su cobertura de costras superficiales) y la densidad poblacional de los principales herbívoros de las dos

comunidades vegetales, específicamente de lagomorfos, roedores y ganado bovino (Hernández *et al.* 2005). En otras zonas áridas del mundo, las costras minerales y biológicas están siendo monitoreadas para determinar su relación con la existencia de la cubierta vegetal, de la fauna edáfica y su papel en los ciclos biogeoquímicos del agua, el carbono y el nitrógeno de esos ecosistemas (Casenave y Valentin, 1989; Belnap *et al.*, 2004; Cortina *et al.*, 2006). Las costras biológicas y minerales del suelo son consideradas como un indicador de la dinámica y funciones ambientales de los ecosistemas áridos y semiáridos, visualizando procesos tales como la desertificación, el proceso de erosión por el cambio de uso de suelo y su papel en la expansión de la vegetación (Bowker *et al.*, 2006; Evans, 2003; Reyes-Gómez *et al.*, 2007; Karnieli *et al.*, 2001). Estos registros ecológicos de forma ininterrumpida, son la base científica para demostrar a través de modelos de regresión, el impacto real del cambio climático sobre los ecosistemas del mundo. En particular, en este trabajo se ha acotado la meta científica de demostrar, con diez años de registros de algunos componentes biológicos de ecosistemas de desierto, la hipótesis de que los déficits hídricos vistos a través de los índices como el SPI, son herramientas que permiten evaluar el impacto de la sequía sobre la presencia de costras biológicas que se sabe, contribuyen en el sustento y funcionamiento del ecosistema.

Objetivo

Analizar la relación que guarda la variación espacial y temporal de la sequía con la presencia de costras biológicas que recubren el suelo en dos comunidades de vegetación del sitio LTER-Mapimi.

Materiales y métodos

Área de estudio

El sitio de monitoreo ecológico a largo plazo de Mapimi (LTER-Mapimi) se ubica dentro de la reserva de la biosfera de Mapimi (Figura 1), cuyos vértices del cuadrante de coordenadas geográficas son, superior derecho con $26^{\circ}42'52.82''$ N y $-103^{\circ}44'01.61''$ O, inferior izquierdo con $26^{\circ}39'45.43''$ N y $-103^{\circ}47'36.94''$ O. Como sistema de vigilancia ecológica, se establecieron dos sitios de monitoreo permanente sobre dos comunidades de vegetación representativas del desierto Chihuahuense. Los criterios de selección fueron el tipo de vegetación, pendiente y geología, mismos criterios empleados en las redes de monitoreo de La Jornada y Sevilleta en Nuevo México, U.S.A. Según la geomorfología del paisaje dada por Breimer (1995), el primer sitio es una zona de Bajada Superior, formada por depósitos de materiales gruesos (piedras, gravas, arenas) que "descansan" sobre Lutita del Terciario; es un matorral de gobernadora (*Larrea tridentata* (DC.) Cov.) asociado principalmente al nopal rastrero (*Opuntia rastrera* F.A.C. Weber). El segundo sitio está en la zona de Bajada Inferior formada de depósitos de material medio y fino (arenas, limos y

arcillas), sobre Lutita del Terciario; el paisaje de esta zona, se ve interrumpido pendiente abajo por lomas de conglomerado; es una comunidad de pastizal organizado en arcos de vegetación compuesto principalmente por el pasto toboso (*Pleuraphis mutica* Buckley) seguido de matorral de *Flourensia cernua* DC., *L. tridentata* y *Prosopis glandulosa* Torr. var. *Torreyana* (L.D. Benson) M.C. Johnst (García –Arevalo, 2002).

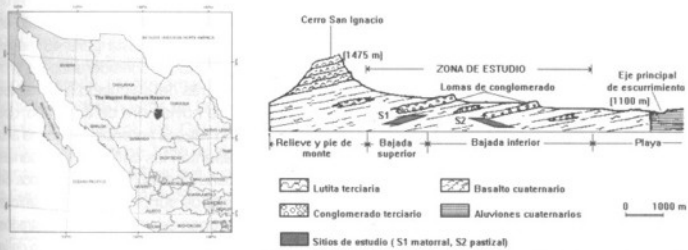


Figura 1. Ubicación geográfica y geología del paisaje de la zona de estudio.

Suelo y superficie encostrada

Se realizaron perfiles edafológicos (0-200 cm) en zonas representativas de Matorral y Pastizal. La superficie mineral del suelo se describió usando la metodología propuesta por Cassenave y Valentin (1989), que contempla elementos de superficie de suelo como rocas, gravas, arena, actividad fúcnica (huellas de termiteros, hormigueros y fauna en general), así como una tipología de costras físicas. El porcentaje de superficie del suelo se consideró a dos escalas: una general, determinada en 1996 al comienzo del monitoreo, sobre una malla de una hectárea de líneas cada 5 m y puntos cada 2 m donde se registran tres elementos: costra, mantillo y vegetación basal. La segunda consistió en un diseño de bloques al azar para las dos comunidades de vegetación; en cada sitio se establecieron 4 bloques con 4 tratamientos que en total suman 16 exclusiones en matorral y 16 en pastizal, cubren una superficie representativa del medio de 8 ha. En cada exclusión de 2500 m², sobre 36 cuadrantes fijos de 1 m², se realizan mediciones de la cobertura de costras biológicas asociadas a cianobacterias y líquenes, vegetación aérea (altura y cobertura) y rastros de actividad edáfica de fauna (termiteros, hormigueros, arácnidos, lagomorfos, roedores, bovinos). Con estos rangos de área de medición, el estudio resulta apropiado para generar interpretaciones a escala regional y local (García-Pichel y Belnap, 2003). Desde 1996, la frecuencia de mediciones es de 2 veces por año, una en marzo y otra en noviembre, con el propósito de evaluar el efecto de la variación anual e interanual de la precipitación pluvial. En colaboración con Jayne Belnap (Prof. Dr. de US Geological Survey, Forest and Rangeland Ecosystem Science Center, U.S.A.) y a las taxónomas M.R. Peralta y A. G. Avila de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UM-SNH), se han identifi-

cado los principales grupos de criptógamas, aunque por el momento se mide la cobertura por superficie encostrada asociada a criptógamas y no por especie.

Calculo del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI)

Con datos de precipitación diaria de 30 años, provenientes de la estación del laboratorio de la reserva de la biosfera de Mapimí, ubicada en la zona central del área de estudio, se estimaron las normales mensuales históricas de lluvia para calcular el SPI con el método descrito en Núñez et al. (2007). El valor del SPI se calcula para un mes (SPI1) o hasta para 48 meses (SPI48), representa el déficit o excedente de lluvia en una región dada, considerando los promedios mensuales históricos de un mes atrás, hasta 48 meses atrás del calculado. Los valores de SPI estimados para este análisis fueron para 12 meses, para noviembre de cada año, que representa la sequía o humedad en ese mes considerando los 11 meses anteriores de cada año (Tabla 1). También se calcularon los valores del SPI5 que representan los déficits o excedentes de lluvia del periodo estival (junio-octubre de cada año) en la zona de Mapimí. Estos grupos de datos del SPI se confrontaron a los porcentajes de recubrimiento de superficies criptogámicas (registrados en marzo y noviembre de cada año) y principales grupos de vegetación registrados en noviembre de cada año, después de las lluvias estivales, con el fin de evaluar el efecto de la sequía sobre la presencia de esos componentes del ecosistema.

Tabla 1. Valores del SPI de mayor relación con las coberturas de costras y vegetación.

Año	SPI5	SPI12
1996	0.270 (H)	-0.190 (CN)
1997	-0.880 (CN)	-0.670 (CN)
1998	-1.280 (MS)	-1.850 (SS)
1999	-0.520 (CN)	-1.000 (MS)
2000	0.710 (H)	0.160 (H)
2001	-1.190 (MS)	-0.880 (CN)
2002	0.380 (H)	-0.030 (CN)
2003	1.070 (H)	1.330 (H)
2004	1.350 (H)	1.090 (H)
2005	-1.380 (MS)	-0.320 (CN)

H = año húmedo, CN = cercano a lo normal, MS = moderadamente seco, SS = Severamente seco (Clasificación de sequía, Mackee et al, 1995).

Resultados y discusión

Cubierta edafológica

Los suelos del sitio LTER-Mapimí, están constituidos fundamentalmente de depósitos aluviales y coluviales cuya repartición en el paisaje es función de la geomorfología. En la

zona de Bajada Superior (Matorral), los suelos son poco evolucionados, estructurados y débilmente diferenciados; esta disposición de suelo, cambia conforme se desciende hacia la Bajada Inferior donde los perfiles descritos en 1996, muestran suelos netamente diferenciados y estructurados. En general, se distinguen tres tipos de suelos, muy similares a los que diferenció Delhoume (1997), corresponde en nuestro caso a suelos distribuidos en función de la geomorfología del paisaje (Figura 2), todos agrupados en el Orden de los Aridisols (SSS, 1995) por sus regímenes de humedad de suelos arídicos y horizontes gypsicos, cálcicos o argílicos: los más gruesos y poco diferenciados, probablemente dentro de los Petroargid por la presencia de fragmentos de horizontes discontinuos petrogypsicos, dominan en la Bajada Superior correspondiente a la zona de Matorral y en las lomas de conglomerado (Antiguamente llamados Regosoles); los suelos bien diferenciados y de texturas medias o finas en la bajada inferior (Tipos II), están agrupados en los Gypsiargids (horizonte gypstico), los Calciargids (Horizonte cálcico) o Paloeoargids por su horizonte argílico continuo en todo el perfil, estos tipos de suelos están presentes en zonas de transición Matorral-Pastizal y predominan en el Pastizal, son los agrupados en Calcisoles o Gypsisoles por FAO-ISRIC-SICS (1998).

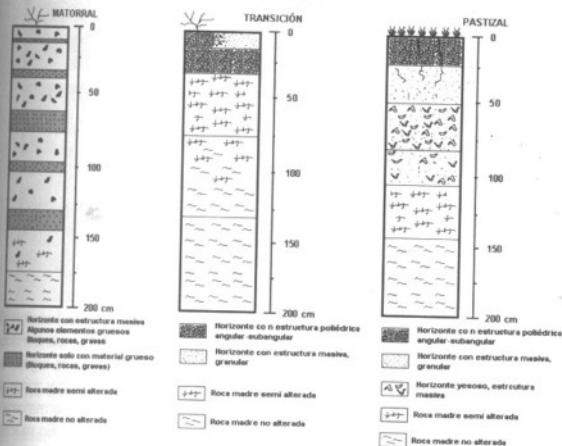


Figura 2. Perfiles edafológicos tipo, encontrados en zona de Bajadas y lomas de conglomerado.

La superficie del suelo

El inventario general de elementos de superficie muestra que el suelo encostrado o cubierto

de gravas y arenas predomina en Matorral y Pastizal (valores > 70%); le siguen la vegetación basal con 15% y el mantillo con 8% (Figura 3). Los valores porcentuales para cada elemento, se reflejaron muy próximos, lo que refleja una aparente homogeneidad entre los dos sitios de estudio; sin embargo, a este nivel lo que debe memorizarse es que el suelo desprovisto de vegetación es el elemento superficial mayormente representado en el medio, razón por la cual en zonas áridas, siempre debe ser considerado como un indicador del estado actual del ecosistema y con el registro permanente de sus fluctuaciones a través del tiempo, se podría inferir en la planeación y restauración de ecosistemas similares, como lo proponen Tongwey y Smith (2004).

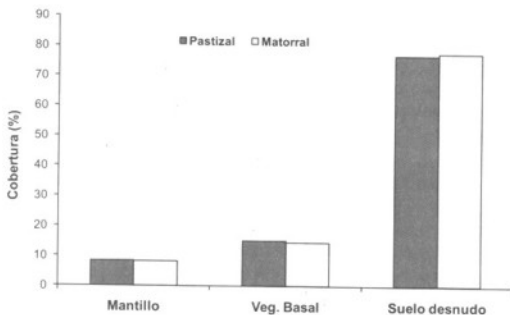


Figura 3. Cobertura relativa del estado superficial del suelo de Matorral y Pastizal.

Costras predominantes

Según la tipología de costras físicas de Casenave y Valentin (1989), en la Tabla 2 se aprecia que en la zona de Matorral predominan las de tipo estructural gruesa (EG), encontrándose sobre superficies de pendientes planas y fondos de cauces de escurrimiento; le siguen en importancia las de tipo erosión (ERO) que se encuentran en los bordos de cauces y zonas de fuerte escurrimiento, así como en lomas de montículos bajo la vegetación de tipo matorral y nopalera; respectivamente cubren un 62.6 y 15.8% de la superficie encostrada. En muchos casos, las costras EG están cubiertas por elementos gruesos como gravas, arenas y piedras, de forma suelta o adherida a la matriz del suelo superficial (Foto 1).

En Pastizal, al interior del arco de vegetación, predominan las costras de decantación (DEC), presentes también en amplias zonas de peladeros donde la pendiente es casi nula y el escurrimiento se interrumpe o se vuelve difuso, dando oportunidad al proceso de deposición de aluviones finos suspendidos en el agua de escorrentía. En esta misma zona, existen áreas

cubiertas por costras de erosión (ERO), que se distinguen de las anteriores por su continuidad y ausencia de fisuras de desecación (Fotos 2 y 3). A simple vista, en muchas áreas se aprecian masas de líquenes y cianobacterias que le confieren el apelativo de costras biológicas o criptogámicas (Benalp et al. 2003), cubren un 20% de la superficie encostrada en matorral y alrededor del 70% en pastizal.

Tabla 2. Superficie relativa de costras y piedras

Costras	Pastizal	Matorral
	(%)	
ERO	26.9 (4.2)	15.8 (10.4)
EG	1.4	62.6
DEC	71.2 (67)	10.9 (9.9)
Piedras	0.5	10.7

Los valores entre paréntesis, son los porcentajes de cianobacterias+líquenes

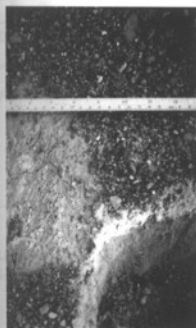


Foto 1. Costra gruesa con grava suelta.

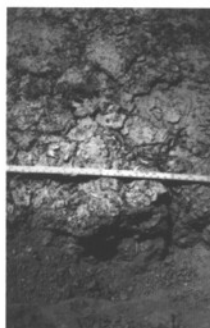


Foto 2. Costra de Decantación.

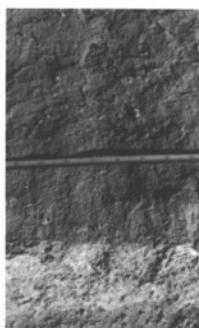


Foto 3. Costra de erosión.

Especies de criptógamas

Las cubiertas criptogámicas que conforman las costras biológicas del suelo en Matorral y Pastizal, se distinguen por una mezcla de cianobacterias, líquenes y escasos ejemplares de musgos. Las cianobacterias pueden estar asociadas a plantas vasculares o recubriendo la superficie del suelo en zonas de peladero sea de forma continua o en manchas (Fotos 4 y 5). Dentro de los arcos de vegetación en el Pastizal, se encuentran cubriendo espacios intermata de *P. mutica* (longitudes entre 30 y 60 cm), o en forma discontinua en zonas de peladero, muchas veces asociadas a líquenes; esta disposición se presenta en Matorral, pero en áreas mucho menores. En Matorral, donde el escurrimiento es más acaudalado y fuerte, se desarrollan con

menos frecuencia estas películas biológicas, es más común encontrarlas bajo matorrales de *L. tridentata* o entre grupos de plantas de *O. rastrera* y de *Agave asperrima* Jacobi.

En el caso de los líquenes, su presencia visual generalmente es detectada por las estructuras redondas emergentes del resto de la película biológica, denominados apotecios (Foto 6), en muchos casos de color café-amarillento en los periodos secos y verdoso-amarillento en periodos húmedos con apariencia gelatinosa (Beinap, *et al* 2003). Los líquenes son abundantes en las zonas desnudas del Pastizal y bajo plantas vasculares, las costras asociadas a esos organismos cubren grandes superficies y probablemente su diversidad es elevada. Algunos crecen aislados con formas diversas sobre escamas de costras de decantación que han sido deformadas en su microhorizonte superficial por el efecto de retracción por la sequedad de arcillas tipo montmorillonita que la constituyen (Foto 7).

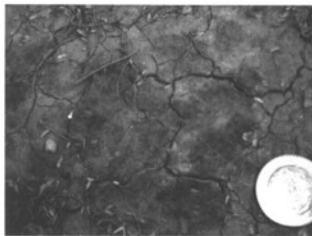


Foto 4. Mezcla de cianobacterias: distribución continua.
Nostoc sp., *Scytonema* sp., *Oscillatoria* sp.

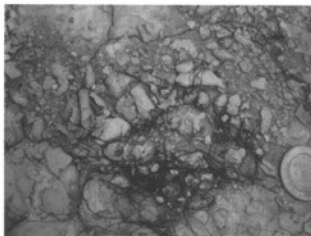


Foto 5. Cianobacteria: distribución en manchas.
Nostoc commune var. *fragillatis* Vaucher ex Bornet&Flahault, F.*

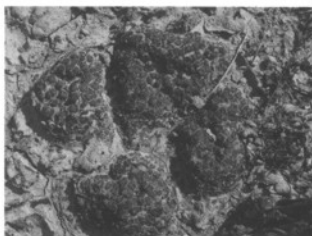


Foto 6. Líquen rodeado de cianobacterias: *Plasmidium* sp rodeado de *Nostoc* sp.

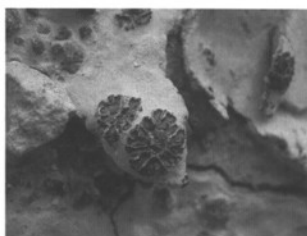


Foto 7. Líquen: *Heppia conchiloba* (L) Zahlbr.

En la Tabla 3, se presentan las cianobacterias inventariadas en este estudio, pertenecen a los géneros *Nostoc*, *Scytonema*, *Lygbya* y *Oscillatoria*, habiéndose identificado únicamente la especie *Nostoc commune* var. *fragillatis* Vaucher ex Bornet&Flahault, F., una de las más abundantes en el desierto Chihuahuense (Belnap *et al.* 2003). Los líquenes predominantes en matorral y pastizal pertenecen al género *Plasmodium* y en menor cantidad ejemplares del género *Hippia*; dentro de este último grupo, se ha identificado la especie *Hippia conchiloba* (L) Zahlbr (Foto 7). Cabe recordar que en el presente estudio, por el momento sólo se registra la superficie cubierta por la costra biológica sin diferenciar especies, ha sido hasta 2008 que se ha iniciado una colecta de este material para su identificación y la realización de una lista más completa de estos organismos, en colaboración con Jayne Belnap (Prof. Dr. de US Geological Survey, Forest and Rangeland Ecosystem Science Center, U.S.A.).

Tabla 3. Especies de cianobacterias y líquenes en el sitio LTER-Mapimi

CIANOBACTERIAS			
CLASE	Genero especie	Forma /Distribución	Unidad
ORDEN			
FAMILIA			
Cyanophyceae		Costrosa, Escamosa/	Pastizal
Nostocales		Continua, Manchas	Matorral
Nostocaceae	<i>Nostoc commune</i> var. <i>fragillatis</i> Vaucher ex Bornet&Flahault, F.*		
	<i>Microcoleus</i> sp.*++	Costrosa	Pastizal
	<i>Scytonema</i> sp.*++	Costrosa	Pastizal
	<i>Lygbya</i> sp.*++	Costrosa	Pastizal
	<i>Oscillatoria</i> sp.*++	Costrosa	Pastizal
LIQUENES			
CLASE	Género especie	Forma/ Distribución	Unidad
ORDEN			
FAMILIA			
Ascomycetes		Costrosa, Escamosa/	Pastizal> Matorral
Lecanorales	<i>Heppia conchiloba</i> (L) Zahlbr.	Manchas	
Heppiaceae			
Ascomycetes		Costrosa	Pastizal > Matorral
Verrucariales	<i>Placidium</i> sp.* sin. <i>Catapyrenium</i> sp., <i>Dermatocarpon</i> sp.		
Verrucareaceae			

*Identificación directa: J. Belnap, identificación : ++M.R. Peralta y A. G. Avila (UMSN, UNAM)

Régimen pluviométrico mensual y anual

En el sitio Mapimí, la distribución mensual de la precipitación refleja la presencia de dos periodos importantes (Figura 4): uno lluvioso entre junio y octubre (periodo estival) que puede representar un 73% de la lluvia anual (277.72 mm de precipitación promedio anual en 30 años); el segundo periodo se caracteriza por la presencia de menos eventos plu-

viométricos y en menor cantidad de precipitaciones mensuales (periodo seco), abarca los meses de noviembre a mayo (el 27 % del total anual). Este régimen pluviométrico es el característico de zonas áridas de México, resultante de la interacción entre sus características geográficas: latitud, continentalidad, presencia de barreras orográficas importantes, y dos procesos de circulación atmosférica (Cornet, 1988): a) el flujo zonal de vientos del oeste, ligado con altas presiones subtropicales (de octubre a mayo), que produce la estación no lluviosa; b) el flujo de aire tropical NE-SO procedente del golfo de México, ligado con los vientos alisios, invade la zona de junio a septiembre, arrastrando humedad produciendo la ocurrencia de lluvias del periodo estival, en ocasiones muy localizadas. En muchos años se observa la influencia de frentes fríos y ciclones en las precipitaciones de invierno y el verano respectivamente (Landa *et al.*, 2008).

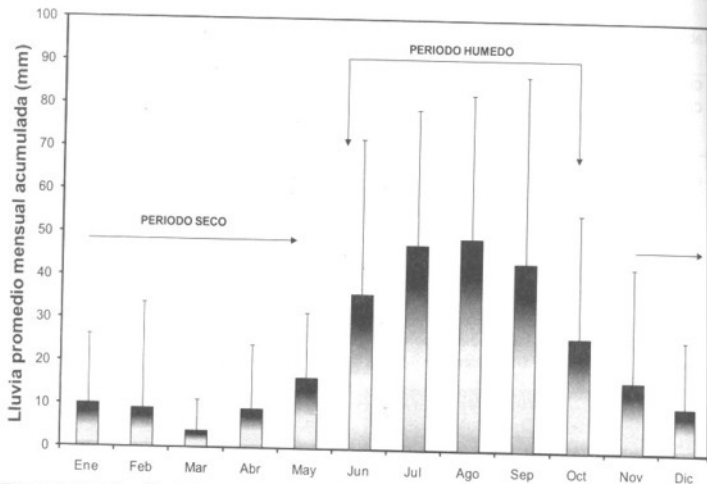


Figura 4. Distribución del promedio mensual histórico acumulado de la precipitación pluvial (1978-2008).

Evolución de la cobertura de costras biológicas

En esta década de observaciones, aparentemente no existe una alternancia de más superficie cubierta de costras biológicas en marzo que en noviembre o viceversa. Se observa una tendencia positiva entre la superficie encostrada y la precipitación acumulada en el año, es decir, a mayor precipitación mayor superficie de costras biológicas existentes, siendo más conspicuo este efecto a partir del tercer año (Figura 5). En pastizal

siempre se mantiene una mayor superficie con costras biológicas que en matorral, debido esencialmente a que en las zonas más bajas del paisaje, en este caso las de pastizal, el escurrimiento es laminar, menos acaudalado e intenso y la disposición de la vegetación en arcos de vegetación dispuestos perpendicularmente a la pendiente, contribuyen a una mayor retención de escorrentías, nutrientes y además hay mayor exposición de luz, todo esto propicia un mejor desarrollo de cianobacterias y líquenes sobre la superficie del suelo. Se sabe que en esas zonas, las especies vasculares, especialmente las anuales como muchas de las herbáceas tienen una posibilidad muy corta en tiempo, en la que la oferta evapotranspirativa está cubierta por presencia de humedad disponible, entre los meses de julio y octubre (Cornet, 1988; Montaña *et al.* 1995; Delhoume 1997). En el caso de los organismos como cianobacterias y líquenes asociados a costras de suelo, su desarrollo y expansión sobre la superficie del suelo, está ligado también a la cantidad de lluvias y la humedad que persiste en el suelo durante periodos estivales y a la presencia de luz (Belnap *et al.* 2003; Belnap *et al.* 2004).

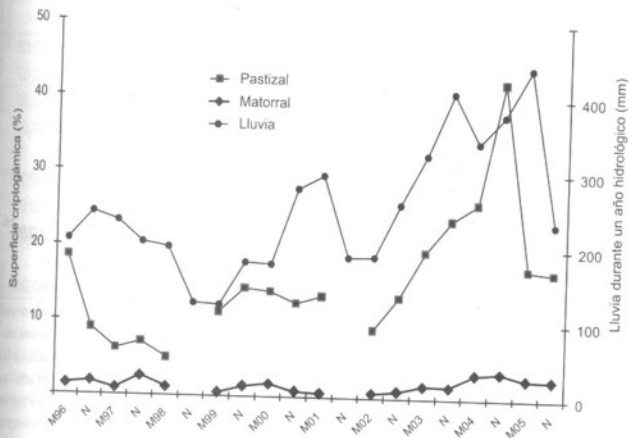


Figura 5. Variación de la superficie total con costras biológicas y la lámina de lluvia acumulada en un año hidrológico. M-96 M-05 = códigos del año hidrológico de febrero del año i a marzo del año siguiente; N-96 N-05 = códigos del año hidrológico de octubre del año i a noviembre del año siguiente.

Para pre-evaluar el efecto del déficit estacional de las lluvias sobre la presencia de costras biológicas, se corrieron pruebas de regresión entre la cobertura de costras biológicas y

la lluvia de primavera, verano, otoño, invierno, periodo estival (junio a octubre), periodo anual clásico (enero- diciembre) y año hidrológico (de octubre del año hasta noviembre del año_{i+1} o de febrero de año_i hasta marzo del año_{i+1}). En la Tabla 4, se puede ver que para el periodo de lluvias (PaLluv) vs costras biológicas inventariadas en noviembre, los modelos tienen un grado de significancia aceptable ($P < 0.05$ y 0.02 , respectivamente para Matorral y Pastizal); esto no ocurrió así, en el caso de las mediciones de marzo donde los valores de r^2 fueron mínimos y su significancia nula (aún para $p = 0.1$). En el caso de lluvias anuales enero-diciembre, los valores de regresión fueron nulos cuando se toman las lecturas de costras biológicas de marzo, alcanzando significancias aceptables para el caso de mediciones en noviembre (respectivamente $r^2 = 0.30$ y 0.48 para Matorral y Pastizal), de la misma manera que en el caso anterior del periodo de lluvias.

Tabla 4. Modelos de regresión entre la superficie de costras biológicas y la lámina de lluvia acumulada en periodos estacionales e hidrológicos anuales.

Modelo	n	r^2	$t^2/$ GL(n-2)
$CB_{M,n}(nov) = 0.006PaLlu + 0.201$	11	0.3624 (+)	0.3624 $P < 0.05$
$CB_{P,n}(nov) = 0.056PaLlu + 2.905$	11	0.5310 (+)	0.4705 $P < 0.02$
$CB_{M,n}(nov) = 0.005AnuT + 0.083$	11	0.3754 (+)	0.3625 $P < 0.05$
$CB_{P,n}(nov) = 0.044AnuT + 2.736$	11	0.4724 (+)	0.4693 $P < 0.02$
$CB_{M,n}(mar) = -0.003AnuH(m) + 2.629$	8	0.3052 (-)	NS
$CB_{P,n}(mar) = 0.081AnuH(m) - 5.337$	8	0.7439 (+)	0.6960 $P < 0.01$
$CB_{M,n}(nov) = 0.006AnuH(n) + 0.013$	11	0.3752 (+)	0.3625 $P < 0.05$
$CB_{P,n}(nov) = 0.055AnuH(n) + 0.284$	11	0.6294 (+)	0.5399 $P < 0.01$
$CB_{M,n}(m,n) = 0.001 (An H(m,n)) + 1.210$	19	0.0268 (+)	NS
$CB_{P,n}(m,n) = 0.068 (An H(m,n)) - 2.613$	19	0.6769 (+)	0.4425 $P < 0.001$

Modelo más significativo; (-) relación negativa, (+) relación positiva; PaLluv = Precipitación acumulada en periodo lluvioso de cada año de medición (mm); AnuT = Precipitación acumulada en el año (enero-diciembre de cada año de medición) (mm); AnuH(m) = Precipitación acumulada en el año hidrológico de marzo del año i a febrero del año siguiente (mm); AnuH(n) = Precipitación acumulada en el año hidrológico de noviembre del año i a octubre del año siguiente (mm); An H(m,n) = Precipitación acumulada para el año hidrológico de marzo y noviembre de cada año (mm); $CB_{M,n}(m,n)$ y $CB_{P,n}(m,n)$ = respectivamente, porcentaje de superficie con costras biológicas en Pastizal y Matorral, inventariadas en marzo y noviembre de cada año; $CB_{M,n}(nov)$ = Porcentaje de superficie con costras biológicas en Matorral, inventariada en noviembre de cada año; $CB_{P,n}(nov)$ = Porcentaje de superficie con costras biológicas en Pastizal, inventariada en noviembre de cada año; $CB_{M,n}(mar)$ = Porcentaje de superficie con costras biológicas en Matorral, inventariada en marzo de cada año; $CB_{P,n}(mar)$ = Porcentaje de superficie con costras biológicas en Pastizal, inventariada en marzo de cada año; NS = No significativo.

Los valores más importantes de r^2 fueron cuando se considera la lluvia acumulada por año hidrológico (AnuH, marzo o noviembre) vs lecturas de costras biológicas (marzo o noviembre); la

significancia obtenida varió entre 0.01 y 0.05, para Pastizal y Matorral respectivamente, excepto en el caso de Matorral vs lluvia del año hidrológico de marzo, donde no hubo nada de significancia. Dada la significancia mayor encontrada para los años hidrológicos, se intentó generar un modelo más robusto, se determinó la relación para el total de mediciones en marzo y noviembre de cada año vs sus respectivas láminas de precipitación acumulada en el año hidrológico; en Pastizal se obtuvo una buena correlación ($r = 0.8227$), que se reflejó en la mejor significancia del total de los modelos analizados ($|r^2| = 0.4425$ $P < 0.0001$, $GL_{n-2} = 19$), mientras que para el caso de Matorral, solo se obtuvo una r de 0.1637 con una significancia nula.

Efecto de la sequía sobre la presencia de costras biológicas

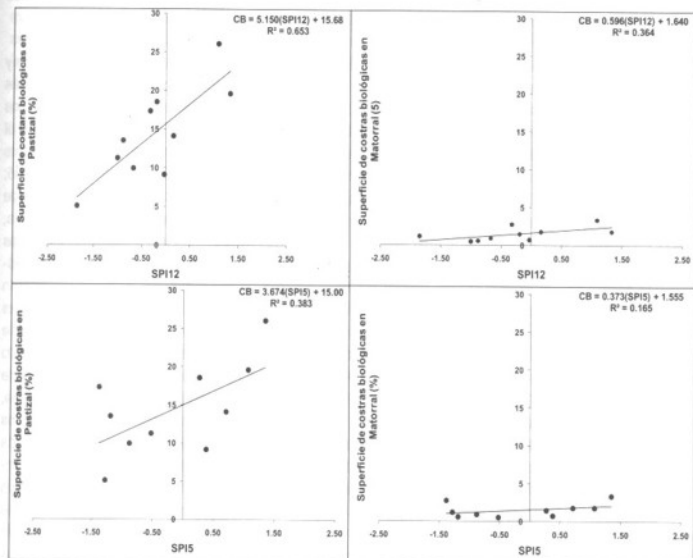


Figura 6. Relación de sequía con la cobertura de costras biológicas inventariada en noviembre de cada año. (a) = SPI12 vs CB en pastizal, (b) SPI5 vs CB en pastizal, (c) SPI12 vs CB en matorral, (d) SPI5 vs CB e matorral.

La relación que guardan la sequía y la presencia de costras biológicas, se percibe de forma más directa cuando se utilizan los valores del SPI. Para demostrarlo, se realizaron regresiones entre los valores del SPI3, SPI5, SPI7 y SPI12 vs los valores de coberturas de costras biológicas. Los

valores con relación significativa fueron los del SPI que consideran los promedios históricos de la lluvia del año hidrológico de noviembre y 11 meses atrás (SPI12) y de octubre hasta 5 meses atrás (SPI5), que además coinciden con el momento del inventario de costras en noviembre (Figura 6). El modelo más significativo se presentó para la zona de Pastizal (r^2 0.65, $p < 0.01$), fue para el caso de la lluvia anual acumulada de diciembre año hasta noviembre del año, esta última fecha correspondiente al mes en que se inventaría la cobertura de costras biológicas (CB). Para la misma condición (SPI12 vs CB en noviembre), en el caso de Matorral, existe una elevada significancia ($p < 0.05$), aunque el valor de r^2 fue menor ($r^2 = 0.36$). Si se observan los modelos para una condición de SPI5 vs CB, para Pastizal existe una mejor significancia ($r^2 = 0.38$, $p < 0.05$) que para el caso de Matorral con una $r^2 = 0.36$ y una $p < 0.05$, confirmando lo observado con las lluvias, donde se pudo constatar que hay un impacto visual más conspicuo cuando se considera la lluvia anual acumulada que para el periodo estival.

Considerando los niveles de significancia de los modelos de regresión adquiridos para lluvias y valores del SPI, el periodo anual hidrológico presentó una mejor correlación con las mediciones de costras en noviembre, y siempre superior en Pastizal que en Matorral; resultados lógicos si se considera que en los dos periodos la lluvia acumulada puede generar humedad en el suelo que permite el desarrollo de costras biológicas, sea a lo largo de todo el año o durante el periodo estival cuando la demanda evapotranspirativa es suficiente (Montaña *et al.*, 1995; Belnap *et al.*, 2003). La razón de que en el Pastizal exista siempre una mejor correlación de variables, se explica porque en esa zona la superficie encostrada siempre es mayor, además, el tipo de vegetación está organizada en arcos alineados perpendicularmente con las cotas de la pendiente del paisaje (mogotes y pastizales), entre los cuales existen zonas desprovistas de vegetación conocidas como peladeros, donde el escurrimiento se ve interrumpido en los frentes de dichos arcos. Esa distribución organizada de vegetación, propicia condiciones de humedad, luz y aprovisionamiento de nutrientes que permiten una mayor propagación de líquenes y cianobacterias asociadas a las películas superficiales del suelo, coincidiendo con lo que encontraron Belnap *et al.* (2004) y Awadhwal y Thiersten (1985) en otras zonas áridas de E.U, Australia y África. En el caso del Matorral, la disposición de vegetación menos organizada, copas más frondosas, alturas más conspicuas, presencia de red hidrográfica encausada y los grandes aportes de coluviones gruesos provenientes pendiente arriba, condicionan a esta zona para impedir, hasta cierto punto, la propagación y crecimiento continuo de líquenes y cianobacterias. La presencia de alternancias de rocas, grava y arena dentro del perfil y depositados sobre la superficie del suelo, evidenciados con los perfiles edafológicos interrumpen los ciclos de crecimiento de criptógamas en la zona de matorral, ya que se minimiza la presencia de luz, CO_2 y nutrimentos de aporte por escurrimiento. Este efecto se acentúa por los fuertes escurrimientos en Bajada Superior, erosionan la superficie del suelo y provocan un rompimiento de la costra, que se pierde y es transportada aguas abajo hacia los sitios de pastizal, impidiendo su propagación en el Matorral y favoreciéndola en zonas del Pastizal, aguas abajo. Estos resultados muestran cómo la variabilidad espacial y temporal de la sequía impacta de forma distinta a la presencia de costras biológicas, estas mediciones permanentes podrán ser base de planeaciones estratégicas sustentables en el manejo de recursos naturales de zona áridas, como lo están haciendo en otros países (Eldridge, 2003; Evans, *et al.*, 2003; Cortina *et al.* 2006;

Tongwey *et al.*, 2004). Las razones expuestas son a favor de probar la hipótesis planteada en el estudio, de hecho la prueba de H_0 se rechaza, ya que la condición $|r| \geq r_{\alpha}(GL)$ se cumplió para las condiciones de SPI12 y SPI5 vs CB de Pastizal y Matorral. Estos resultados podrán ser utilizados con estudios complementarios sobre el impacto de escurrimiento, el fotoperiodo y las emisiones de CO_2 sobre la presencia de costras y grupos principales de plantas de las comunidades representativas de ecosistemas áridos.

Conclusiones

En zonas de pastizal, las costras biológicas pueden ser fuertemente impactadas por sequías anuales, las tasas de cobertura se mantienen muy próximas a cero si esa sequía se prolonga por más de dos años. En Matorral es menos conspicuo este efecto, pero los resultados de regresión muestran el mismo patrón de relación positiva del impacto de sequía, a menos valor del SPI, menor cobertura de costras biológicas. El índice de precipitación estandarizada resultó ser una herramienta estadística, que permite apoyar la hipótesis de que con los inventarios a largo plazo de la lluvia y varios elementos biológicos en sitios como Mapimí, se pueden llegar a poner en evidencia los impactos reales de la sequía sobre esos ecosistemas. Los resultados permiten constatar y resaltar las adaptaciones fisiológicas de las cianobacterias y líquenes para utilizar la humedad del suelo, en especial cuando el valor del SPI12 o SPI5 se mantiene por encima de cero, cubriéndose así las demandas evapotranspirativas que permiten la continuidad de la vida en el ecosistema (resiliencia). Para evaluar el impacto de sequías y manejo del ecosistema, a través del registro permanente de indicadores biológicos como las costras biológicas, se recomienda usar en primer lugar el valor del SPI12, seguido del valor del SPI5. El problema de escasas de agua de lluvia, que impacta la cobertura de costras biológicas, se acentúa por el manejo de forrajes ya que los suelos en estas zonas del norte de México, son sometidos a fuertes presiones de sobrepastoreo y pisoteo por el ganado, lo que provoca una desagregación y compactación del suelo, que transforma el horizonte superficial en un medio más hostil para la proliferación de plantas. Al perderse las costras criptogámicas por la constante actividad del ganado bovino, se pone en riesgo el papel que juegan en los ciclos biogeoquímicos de ecosistemas áridos.

El sistema de vigilancia permanente adoptado en este estudio sobre el monitoreo de clima, de la superficie del suelo y la vegetación en dos comunidades representativas del desierto chihuahuense, servirá más adelante, para visualizar las relaciones que guardan esos elementos biológicos del sistema, con la lluvia, y posteriormente para evaluar el impacto del clima (sequía), sobre el tipo de manejo de los recursos y cómo el hombre contribuye en esos cambios. Con los registros sobre los efectos de herbívoros como los lagomorfos, bovinos y roedores, se podrán proponer nuevas estrategias de manejo sustentable en la región y sistemas de vigilancia ecológica más perdurables que aseguren la continuidad del desarrollo sustentable.

Literatura citada

- Awadhwal, N.K., G.E. Thierstein, 1985. "Soil crust and its impact on crop establishment: a review". *Soil Tillage Research*. 5 : 289-302.
- Belnap J., B. Büdel, O.L. Lange, 2003. Biological Soil Crusts : Characteristics and Distribution. In Belnap J., Lange O.L. (Eds) *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 3-30.
- Belnap, J., S.L. Philips, M.E. Miller, 2004. Response of desert biological soil crusts to alterations in precipitation frequency. *Oecologia*, 141:306-316.
- Bowker M.A., J. Belnap, M.E. Miller, 2006. Spatial modeling of biological soil crusts to support rangeland assessment and monitoring. *Rangeland Ecology & Management*, 59 (5): 519-529.
- Breimer, R., 1995. Soil and Landscape Survey of the Mapimi Biosphere Reserve, Durango, México. MAB-UNESCO, Montevideo, Uruguay, pp. 1-27.
- Casenave A., C. Valentin, 1989. Les États de Surface de la Zone Sahélienne. Influence sur l'infiltration. IRD, Paris, Francia. pp. 229.
- Cornet, A., 1988. Principales Caractéristiques Climatiques. p.p. 45-76, in Montaña, C. (ed.) *Estudio Integrado de los Recursos Vegetación, Suelo y Agua en la Reserva de la Biosfera de Mapimi*. INECOL, Xalapa, Veracruz, México.
- Cortina, J., F.T. Maestre, R. Vallejo, M.J. Baeza, A. Valdecantos, M. Pérez-Devesa 2006. Ecosystem structure, Function, and restoration success. Are they related?. *Journal for Nature Conservation*. 14:152-160.
- Delhoume, J., 1997. Fonctionnement hydro-pédologique d'une toposéquence de sols en milieu aride. Réserve de la biosphère de Mapimi, Nord-Mexique. Thèse et document microfichés. IRD-Paris, Francia. pp. 145-176.
- DWRSC (Departement of water resources of State California), 2008. *Water & border area, Climate Change, an introduction*. 61 págs.
- Eldridge D.J., 2003. Biological Crusts and Water Relations in Australian Deserts. In Belnap J., Lange O.L. (Eds) *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp.315-326.
- Evans D., O.L. Lange, 2003. Biological Soil Crusts and Ecosystem Nitrogen and Carbon Dynamics. In Belnap J., Lange O.L. (Eds) *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 263-279.

- FAO, ISRIC, SICS. 1998. World Reference Base for Soil Resources (WRB). World Soil Resources Reports 84. FAO. Rome. 90 pp.
- García-Arevalo, A. 2002. Vascular Plants of the Mapimí Biosphere Reserve, Mexico. *A Checklist*. Sida, 20(2):797-807.
- García-Pichel F. and J. Belnap, 2003. Small-scale environments and distribution of biological soil crusts. In Belnap J., Lange O.L. (Eds) *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 193-201.
- Heim, Jr., R.R. 2000. Drought indices: a review. P. 159-167, In *Drought, a global assessment*, Wilhite, D.A. Ed., Routledge, New York, U.S.A. 396 pp.
- Hernández L., A.G. Romero, J.W. Laundré, D. Lightfoot, E. Aragón, J. López Portillo, 2005. Changes in rodent community structure in the Chihuahuan Desert México: comparisons between two habitats. *Journal of Arid Environments* 60 (2005) 239–257.
- Kamieli A., R. Kokaly, N.E. West, R. N. Clark. 2001 In Belnap J., Lange O.L. (Eds) *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 431-455.
- Landa R., V. Magaña y C. Neri. 2008. Agua y clima: elementos para la adaptación al cambio climático. SEMARNAT, SPGSA, México. 133 p.
- Maas M., M. Equihua, 2008. Red Mexicana de investigación ecológica a largo plazo. *Ciencia y Desarrollo*, 34(215): 16-17.
- McKee, T., N. Doesken, and J. Kleist. 1993. "The relationship of drought frequency and duration to time scales." American Meteorological Society, 9th. Conference on applied climatology. 179-184 pp.
- Montaña, C., B. Cavgnaro, O. Briones, 1995. Soil water use by co-existing shrubs and grasses in the southern Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 31:1-13.
- Muñoz-Robles C.A., D. Nuñez-López, H. Gadsden, J.A. Rodríguez, V.M. Reyes-Gómez, Hinojosa O, 2006. Création d'un Observatoire de la Sécheresse dans l'État de Chihuahua au Mexique. *Science et Changements Planétaires - Sécheresse*. 17(4) : 467-474.
- Núñez-López, D., Muñoz, C, Reyes-Gómez, V.M. Reyes-Gómez, I. Velasco-Velasco, H. Gadsden, 2007. Characterization of drought at different time scales in chihuahua, México *Agrociencias*. 41 :253-261

- Reyes-Gómez, V.M., D. Núñez-López, C. A. Muñoz-Robles, H. Gadsden, J.A. Rodríguez, M. A. López, O.R. Hinojosa, 2006. Caractérisation de la sécheresse hydrologique dans le bassin versant Rio Conchos, Chihuahua, Mexique. *Science et Changements Planétaires - Sécheresse*. 17(4) : 475-484.
- Reyes-Gómez V.M, D. Viramontes-Pereida, N. Miranda-Ojeda, P.B. Sanchez-Rodríguez, O. Viramontes-Olivas, 2007. "Papel hidrológico-ambiental de las propiedades hidráulicas del suelo superficial en la cuenca del Río Conchos. *Ingeniería Hidráulica en México*, XXII (4):33-46
- Soil Survey Staff. 1995. Claves para la taxonomía de suelos. SMCS, Montecillos, México. 306 pp
- Tongwey D.J. and E.L. Smith, 2004. Soil surface features as indicators of rangeland site productivity. *Australian Rangeland Journal*. 11: 15-20.