

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN  
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**



**IPICYT  
POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS**

**Aspectos ecológicos y dinámica de un mosaico  
de pastizal gipsófilo y matorral micrófilo en el sur  
del Desierto Chihuahuense**

Tesis que presenta  
**Jaime Luévano Esparza**

Para obtener el grado de  
**Doctor en Ciencias Aplicadas**  
En la opción de  
**Ciencias Ambientales**

**DIRECTOR DE LA TESIS:**

**DR. JOSÉ LUIS FLORES FLORES**

San Luis Potosí, S. L. P., abril de 2009

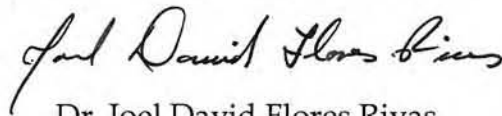


La presente tesis de Doctor en Ciencias en la especialidad de Ciencias Ambientales, **Aspectos ecológicos y dinámica de un mosaico de pastizal gipsófilo y matorral micrófilo en el sur del Desierto Chihuahuense**, fue elaborada por **Jaime Luévano Esparza** y aprobada el 10 de marzo de 2009 por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.



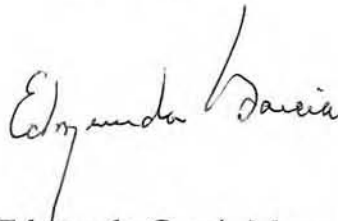
Dr. José Luis Flores Flores

(Director)



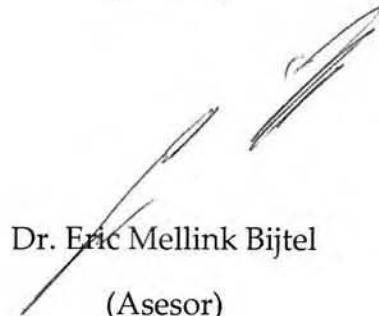
Dr. Joel David Flores Rivas

(Asesor)



Dr. Edmundo García Moya

(Asesor)



Dr. Eric Mellink Bijtel

(Asesor)

Esta tesis fue elaborada en la División Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. José Luis Flores Flores.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (51284).



**IPICYT**

# Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

## Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 003 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 14 días del mes de abril del año 2009, se reunió a las 09:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

**Dr. Edmundo García Moya**  
**Dr. Joel David Flores Rivas**  
**Dr. José Luis Flores Flores**

**Presidente**  
**Secretario**  
**Sinodal externo**

**ColPos**  
**IPICYT**  
**UASLP**

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS APLICADAS  
EN LA OPCIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES**

sustentó el C.

**Jaime Luévano Esparza**

sobre la Tesis intitulada:

*Aspectos ecológicos y dinámica de un mosaico de pastizal gipsófilo y matorral micrófilo en el sur del desierto Chihuahuense*

que se desarrolló bajo la dirección de

**Dr. José Luis Flores Flores (UASLP)**

El Jurado, después de deliberar, determinó

**APROBARLO**

Dándose por terminado el acto a las 11:30 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 14 días del mes de abril de 2009.

**Dr. Marcial Bonilla Marín**  
Secretario Académico



**Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez**  
Jefa del Departamento de Asuntos Escolares

A mi esposa, Luz María

A mis dos "cachorros"

Ximenea

Y

Andrés

## Agradecimientos

Al Dr. José Luis Flores Flores por toda su paciencia y ayuda desde mi ingreso al IPICYT hasta los últimos momentos de mi investigación y obtención del grado académico.

Al Dr. Eric Mellink Bijtel por su invaluable cooperación en este proyecto y en toda mi formación académica.

Al Dr. Richard Yeaton por sus ideas en el planteamiento original del proyecto.

Al Dr. Joel David Flores Rivas por haberme rescatado para continuar este proceso y por sus comentarios y sugerencias posteriores.

A la Dra. Elizabeth Huber-Sannwald, al Dr. Tulio Arredondo Moreno y al Dr. Leonardo Chapa, por su orientación, apoyo y ayuda desde mi ingreso al Ipcyct.

Al Dr. Felipe Alatraste Mondragón, por las oportunidades y facilidades brindadas.

Al Dr. J. Rogelio Aguirre, Director del Instituto de Investigaciones de Zonas Desérticas (IIZD, Universidad Autónoma de San Luis Potosí), por su apoyo logístico, académico y moral.

A Andrés Luévano Luna y Pedro Luévano Santos por su compañía y ayuda en el trabajo de campo.

A Ma. del S. Martínez que me permitió usar 30 datos de la asociación *Larrea tridentata-Lycium berlandieri*.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) por su apoyo logístico a lo largo del estudio.

A la Comisión Nacional del Agua, en San Luis Potosí quien proporcionó la información meteorológica del área de estudio.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) que me apoyó con una beca (51284) durante mis estudios de doctorado.

Agradezco de manera muy especial a la familia Luévano Luna de quien provino la mayor parte del financiamiento para llevar a cabo todo el proceso doctoral.

A los señores: Juan y su esposa Cata del poblado de San Vicente, por su hospitalidad, a Cipriano por su ayuda en todo momento.

De manera muy especial a Don Octavio Martínez Bravo y Guillermo Martínez de la Vega, quienes me abrieron la puerta de su casa ofreciendome toda su confianza.

A Fco. Ponce, José Ma. Robles y Alfredo Castillo por su ayuda en la elaboración de algunas figuras.

# ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE CUADROS .....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
RESUMEN .....	xi
ABSTRACT .....	xii
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 Presentación general.....	1
1. 2. Literatura citada .....	10
CAPÍTULO II. DISTRIBUCIÓN DE CINCO ESPECIES ARBUSTIVAS Y SUS INTERACCIONES EN UN MATORRAL MICRÓFILO SOBRE UN SUELO GIPSÓFILO EN EL NORTE DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO. ....	16
Resumen .....	16
2. 1 Introducción.....	16
2.2 Métodos .....	20
2.3 Resultados y discusión .....	21
2.4 Literatura citada .....	25
CAPÍTULO III. COMUNIDADES DE ROEDORES NOCTURNOS EN UN ECOTONO DE MATORRALES MICRÓFILOS Y ZACATAL GIPSÓFILO EN SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO .....	29
Resumen .....	29
Abstract.....	30
3.1 Introducción.....	31
3.2 Materiales y métodos.....	33
3.3 Resultados .....	36
3.4 Discusión .....	41
Agradecimientos .....	45
Literatura citada .....	45
CAPÍTULO IV. NOTAS SOBRE LA ECOLOGÍA DE POGONOMYRMEX DESERTORTUM (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EN UN ZACATAL GIPSÓFILO Y UN MATORRAL ADYACENTE EN EL SUR DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO.....	49
Resumen .....	49
Abstract.....	49
4.1 Introducción.....	50
4.2 Materiales y métodos.....	51
4.3 Resultados .....	53
4.4 Discusión .....	55
4.5 Literatura citada .....	58

CAPÍTULO V. ROEDORES Y LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN .....	60
5.1 Introducción.....	60
5.2. Métodos .....	66
5.3. Resultados .....	69
5.4. Discusión .....	86
5.5 Conclusiones.....	89
5.6. Literatura citada .....	90
CAPÍTULO VI. LAS AVES Y SU PAPEL EN LA DINÁMICA DE COMUNIDADES: IMPLICACIONES EN LA CONSTRUCCIÓN DE MODELOS DE REEMPLAZO DE LAS ESPECIES ARBUSTIVAS EN EL MANANTIAL, VANEGAS, S.L.P. ....	95
6.1 Presentación del problema .....	95
6.2 Papel de las aves en la dinámica de los arbustos en El Manantial .....	96
6.3 Literatura citada .....	107
CAPÍTULO VII. DISCUSIÓN GENERAL.....	111
Literatura.....	119
APÉNDICE I. listado nomenclatural de especies vegetales y sus autoridades taxónomicas.....	122
APÉNDICE II. listado nomenclatural de especies de aves y sus autoridades taxónomicas.....	124
APÉNDICE III. listado nomenclatural de especies de mamíferos y sus autoridades taxónomicas.....	125



## ÍNDICE DE CUADROS

2.1 Interacciones de las especies de arbustos para la construcción del modelo sucesional en los suelos yesíferos del Norte de San Luis Potosí.....	23
3.1. Abundancia total y riqueza de roedores nocturnos, durante 7 periodos en el Manantial, San Luis Potosí, México.....	38
4.1. Densidad relativa de arbustos, porcentaje de hormigueros de <i>Pogonomyrmex desertorum</i> relacionados con su arbusto más cercano y semillas de arbusto removidas por las hormigas en una prueba de cafetería. El Manantial, San Luis Potosí. 2004.....	57
5.1. Atributos de las secciones seriales iniciales e intermedias, aledañas a la colonia de perritos llaneros del Manantial.....	73
5.2. Frecuencia y porcentaje de los hoyos presentes en las madrigueras muestreadas en El Manantial.....	75
5.3. Localización y frecuencia de arbustos, en el borde de la interfase colonia-matorral.....	81
5.4. Frecuencia de arbustos aislados y en manchón en el borde colonia-matorral.....	82
6.1. Fenología de cinco arbustos en Manantial, San Luis Potosí, correspondiente al año 2004.....	106
6.2. Aves presentes en El Manantial, San Luis Potosí.....	107

## ÍNDICE DE FIGURAS

2.1 Esquematación de los registros realizados en la interacción de las diferentes especies de arbustivas en El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México. Modificado de Flores-Flores y Yeaton (2000).....	22
2.2 Modelo de reemplazo de especies arbustivas en el borde oriental del Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México.....	24
2.3 Modelo de reemplazo de las especies arbustivas bajo estudio, presentes en el arroyo, El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México.....	25
3.1. Ecotono entre la extrusión yesífera de El manantial, Vanegas, S.L.P., y matorral micrófilo adyacente, en el que se indican las 4 parcelas de estudio de roedores nocturnos. 2003- 2004.....	35
3.2. Ordenación de 4 sitios de muestreo y 3 estaciones en la sección oriental de la extrusión yesífera de El Manantial, Vanegas, S.L.P., a lo largo de los 2 primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales, basado en la abundancia promedio de 12 especies de roedores nocturnos. Z = Zacatal, M1 = Matorral 1, M2 = Matorral 2, A = Arroyo, c = estación lluviosa caliente (mayo a octubre), f = estación lluviosa fría (noviembre a enero), y s = estación seca (febrero a abril). 2003-2004.....	40
3.3. Ordenación de 12 especies de roedores en la sección oriental de la extrusión yesífera de El Manantial, Vanegas, S.L.P., a lo largo de los 2 primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales, con base en sus abundancias promedio por sitio y estación. Las abreviaturas de las especies corresponden a las 2 primeras letras del género y las 2 primeras letras de la especie (véase Cuadro 1). 2003-2004.....	41
4.1. Hormiguero de <i>Pogonomyrmex desertorum</i> y posición de rejilla de exclusión de aves y mamíferos para una prueba de cafetería de semillas de arbustos. El Manantial, San Luis Potosí. 2004.....	54
5.1. Localización del área de estudio.....	66
5.2. Madriguera de rata canguro <i>Dipodomys nelsoni</i> .....	67
5.3. Rata canguro en cautiverio.....	70
5.4. Localización de las madrigueras en el área invadida por arbustos.....	71
5.5. Total de individuos de las diferentes arbustos presentes en las madrigueras abandonadas de El Manantial, S. L. P.....	73
5.6. Índices de diversidad sobre manchones y madrigueras de perrito o rata canguro.....	74
5.7. Semilla de <i>Ziziphus obtusifolia</i> con marca evidente de los incisivos de <i>C. penicillatus</i> .....	78
5.8. Germinación de semillas después del daño provocado por A) <i>C. penicillatus</i> y B) <i>P. truei</i> .....	78

5.9. Semillas de <i>Z. obtusifolia</i> sin éxito de germinación.....	79
5.10. Semillas de <i>Rhus microphylla</i> con daño causado por <i>Peromyscus truei</i> .....	79
5.11. Trampas Sherman seleccionadas por heterómidos bípedos en Matorral 1 durante los siete periodos de muestreo. La intersección de las coordenadas X, Y, corresponden a la ubicación de cada una de las trampas.....	86
6.1. Ejemplo de frutos (a, b, c, d) de los arbustos seleccionados y la forma arbustiva de <i>Condalia mexicana</i> , en El Manantial, San Luis Potosí.....	100

## RESUMEN

Esta investigación estuvo enfocada en la dinámica de la vegetación y su relación que existe con los roedores, hormigas y aves, en los suelos yesosos de El Manantial, San Luis Potosí, y en la cual se hicieron las siguientes preguntas: a) ¿Cual especie de arbusto inicia la invasión del pastizal y quien lo reemplaza? Por medio de la asimetría de los doseles de las especies arbustivas interactuantes se obtuvo un modelo de reemplazo, en el cual *Larrea tridentata* es la iniciadora, y es reemplazada por *Lycium berlandieri*, la que a su vez es reemplazada por *Rhus microphylla* y *Condalia mexicana*, y finalmente *Ziziphus obtusifolia*. b) En el gradiente de vegetación de matorral a zacatal ¿cuales son las comunidades de roedores nocturnos? Las diferencias en cobertura vegetal dieron la pauta para seleccionar cuatro parcelas, tres en matorral con diferente cobertura y una en el zacatal. En cada una de ellas se colocaron 40 trampas Sherman durante siete muestreos. Se capturaron 411 individuos de 12 especies, pertenecientes a las familias Heteromidae y Muridae. En los matorrales se obtuvo una mayor abundancia y riqueza, mientras que el zacatal fue el más pobre en esos parámetros. *Chaetodipus penicillatus*, *Dipodomys merrimi* y *Neotoma albigula* fueron los roedores más abundantes. c) Debido a la importancia como granívoras y dispersoras de semillas, se incluyeron las hormigas *Pogonomyrmex desertorum* en esta investigación. En el zacatal, donde hay una ausencia de arbustos, ¿la densidad de hormigueros es diferente que en los matorrales? ¿Prefieren hacer sus hormigueros cerca de alguna especie de arbusto? De las cinco especies de arbustos, ¿prefieren las semillas de alguno de ellos? La densidad de hormigueros fue similar en ambos habitat. Las semillas de *Lycium berlandieri* fueron las preferidas. El 70% de los hormigueros estuvieron más cerca de *Larrea tridentata*. d) El número de entradas de madrigueras de rata canguro (*Dipodomys* sp.), perrito llanero (*Cynomys mexicanus*) y tuza (*Cratogeomys goldmanis*), ¿son determinantes para obtener una mayor diversidad? ¿Es necesario algún tipo de disturbio como el ocasionado por los perritos o las tuzas para que las especies de arbustivas se establezcan? ¿Cuáles semillas de arbustos fueron preferidas por los roedores? No hubo un efecto significativo del número de entradas sobre la diversidad vegetal sobre las madrigueras. *Larrea tridentata* no depende de un disturbio por roedores para establecerse, mientras que *Condalia mexicana* y *Rhus microphylla* requieren de sitios con protección (plantas nodriza) para su establecimiento. Las semillas preferidas por los roedores en cautiverio fueron *Ziziphus obtusifolia* y *R. microphylla*, y en el campo lo fueron a *L. tridentata*, *C. mexicana*, *Z. obtusifolia* y *R. microphylla*. e) La presencia de arbustos, herbáceas y gramíneas en el área de estudio, crea un hábitat para una gran diversidad de aves, las cuales pueden tener una relevancia en la dinámica de la vegetación por su participación en la dispersión de semilla. Usando como base el modelo de reemplazo de las cinco especies de arbustos presentado en esta investigación, se proponen hipótesis sobre el papel de las aves dentro de él.

ABSTRACT

This research was focused on the dynamics of the vegetation and its relation with the rodent, ants, and birds, on gypsum soils at El Manantial, San Luis Potosí, and in which the following questions were made: a) What shrub species begins grassland invasion and which replaces it? Through canopy asymmetry of interacting shrubs, a replacement model was obtained, in which *Larrea tridentata* is the beginner and it is replaced by *Lycium berlandieri*, which, in turn, is replaced by *Rhus microphylla* and *Condalia mexicana*, and finally by *Ziziphus obtusifolia*. b) Along the vegetation gradient from shrubland to grassland, which are the nocturnal rodent communities? The differences in plant cover were the basis to select four plots, three in shrublands with different cover, and one in grassland. In each of them, 40 Sherman traps were placed in 7 samplings. A total of 411 individuals of 12 species of Heteromidae and Muridae were captured. Rodent abundance and richness was higher in the shrublands and lower in the grassland. *Chaetodipus penicillatus*, *Dipodomys merrimi*, and *Neotoma albigula* were the most abundant rodents. c) Due to their importance as granivores and seed dispersers, *Pogonomyrmex desertorum* (ants) were included in this research. In the grassland, which had no shrubs, was anthill density different than in the shrublands? Are anthills preferentially associated with a certain shrub species? Do ants prefer any the seeds of any of the five main shrub species over the other? Anthill density was similar in both habitats, and ants preferred *Lycium berlandieri* seeds. 70% of the anthills were nearer to *Larrea tridentata*. d) Are the number of den entrances of kangaroo rats (*Dipodomys sp*), prairie dogs (*Cynomys mexicanus*), and pocket gophers (*Cratogeomys goldmani*) a determinant of diversity? Is some type of disturbance by prairie dogs or pocket gophers needed for the establishment of shrubs? Which shrub seeds are preferred by rodents? There was no significant effect of the number of entrances on plant diversity above the density. *Larrea tridentata* does not depend on a disturbance by rodents to become established, whereas *Condalia mexicana* and *Rhus microphylla* require protected sites (nurse plants) for their establishment. Rodents in captivity preferred seeds of *Ziziphus obtusifolia* and *R. microphylla*, and in the field they preferred *L. tridentata*, *C. mexicana*, *Z. obtusifolia*, and *R. microphylla*. e) The presence of shrubs, herbs, and grasses in the study area creates habitat for a great diversity of birds, which could be relevant in the vegetation dynamics through its role as seed dispersers. Using as a basis the the shrub replacement model presented in this research, hypothesis on the role of birds in it are proposed.

# CAPÍTULO I.

## INTRODUCCIÓN

### 1.1 Presentación general

La teoría ecológica se basa en el reconocimiento de los factores bióticos y abióticos que controlan la estructura y dinámica de la vegetación. El clima, el área geográfica, el aislamiento, los disturbios, la heterogeneidad ambiental y las interacciones bióticas tienen un papel importante en la composición y estructura espacial y temporal de la comunidad vegetal (Rees *et al.*, 2001; Reynolds *et al.*, 2003). Es decir, dicha comunidad vegetal es el resultado de los efectos combinados del medio físico, las fuerzas bióticas, el paisaje (porción de la superficie terrestre que es heterogénea espacialmente en algún factor de interés (Turner *et al.*, 2001) y las contingencias o efectos estocásticos.

La sucesión se concibe como el cambio acumulativo y direccional de la comunidad de un área dada a través del tiempo. Clements (1916) ofreció una teoría clara para su época acerca de la sucesión vegetal, la cual dominó durante la primera mitad del siglo XX. De manera breve, esta teoría considera a la sucesión vegetal como un proceso unidireccional y determinístico que conduce a un equilibrio o "clímax", determinado precisamente por el clima. De acuerdo con esta teoría los procesos involucrados son la competencia y la modificación del medio abiótico por las plantas, que propician el reemplazo espacial de las especies a través del tiempo. También puede verse como el reemplazo secuencial de especies a través del tiempo (Billings, 1938).

Sin embargo, estudios casi contemporáneos, realizados con la teoría sucesional de Clements en comunidades vegetales del Desierto Sonorense por Shreve (1929) y Shreve y Hinckley (1937) mostraron que las comunidades vegetales son dinámicas.

Otros autores como Gleason (1926), Cooper (1926), y Tansley (1935) propusieron ideas complementarias o encontradas. Para Gleason, la coexistencia de las especies es el resultado de semejanza en requerimientos y tolerancias y, en gran medida, la aleatoriedad. Bajo esta perspectiva, la composición de las comunidades no es predecible. Las asociaciones vegetales son un patrón complejo de comunidades integradas. Cooper (1926) y Gleason (1926) coinciden en que las comunidades son conexas y dinámicas dependientes de la escala a que se les analice, predecible a corto, pero no a largo plazo. Tansley (1935) sostiene la idea de que el clima no es el único factor conductor al clímax. La disponibilidad de propágulos, entre otros, conducen a variantes de la fase climática llamada, policlímax. La sucesión puede verse como un cambio en la estructura y composición, lo que modifica las proporciones de las especies vegetales en un manchón o el reemplazo de una comunidad por otra (Daubenmire, 1968).

Eventualmente surgió un nuevo paradigma, a manera de síntesis, en el que la composición de las comunidades tenía que ver con algo más que con el clima y consideraban a la vegetación como dinámica y sin que existiera un punto final en la sucesión (Drury y Nisbet, 1973). Desde este punto de vista, la conformación de las diferentes comunidades está relacionada con la colonización, competencia y atributos de cada individuo de las especies que las conforman, además de las interacciones entre ellos a distintas escalas (Pickett, 1976; Bazzaz, 1979; Horn, 1981).

La influencia de las variables climáticas sobre la vegetación es especialmente notable en las zonas áridas (Ezcurra y Mellink, 2005). Este hecho es la base de la teoría ecológica del no-equilibrio, cuando la composición de especies y la producción es determinada por la variabilidad de la precipitación (Wiens, 1984; Ellis y Swift, 1988; Illius y O'Connor, 1999; Briske *et al.*, 2003). Sin embargo, el clima no es el único factor involucrado en la dinámica de estas zonas ni en otras diferentes (Tansley, 1935). En muchos casos, las condiciones edáficas juegan un

papel determinante en la conformación de las comunidades vegetales. Tal es el caso de los pastizales gipsófilos (Rzedowski, 1955), los cuales podrían estar sujetos a procesos distintos a los de los matorrales cercanos, ya que el suelo por sí mismo, aunado al clima, impone restricciones a las especies de plantas que lo colonizan.

Los manchones específicos de vegetación son producto también de su historia particular de colonización, competencia y de los atributos de cada individuo de las especies presentes, además de las interacciones entre ellas (Pickett, 1976; Bazzaz, 1979; Horn, 1981). La competencia y la facilitación son dos mecanismos que afectan a las comunidades y pueden actuar de manera aislada o conjunta produciendo efectos complejos y variados (Callaway y Walker, 1997).

Desde muy temprano en la historia del concepto de sucesión las zonas áridas mostraron una divergencia natural respecto a dicho concepto (Muller, 1940; Fowler, 1986). El crecimiento lento de los arbustos y la influencia preponderante del clima (disponibilidad de agua principalmente) en los ambientes áridos y semiáridos, obstaculiza la experimentación para medir interacciones como el reemplazo de especies. Esto dificulta los trabajos de investigación tendientes a reconstruir el patrón sucesional de las comunidades vegetales. Por ello es que se requiere de métodos basados en inferencia. Se requieren enfoques de estudio indirectos, como los de reemplazo de especies en espacio y tiempo (Pickett, 1989).

Con esta técnica se puede rescatar la información de interacciones de especies como la facilitación y la competencia para reconstruir el patrón sucesional (Flores y Yeaton, 2000). Con esta perspectiva, en este trabajo se estudió la interacción de diferentes especies arbustivas, que de alguna manera (competitivamente) se reemplazan. Este reemplazo, valorado con técnicas inferenciales, lo podemos conceptualizar como sucesión vegetal.

El estudio de la dinámica de las comunidades vegetales ha tenido siempre su grado de complejidad, sobre todo cuando se trata de hacer predicciones. La



dinámica poblacional de comunidades multiespecíficas está influenciada por varios factores; entre ellos la propia comunidad vegetal (las especies que la integran), el clima y el suelo, pero también por factores antropógenos. Rzedowski (1955) menciona que la vegetación de zonas áridas es, en gran medida afectada por el material parental; es el caso de la vegetación del norte San Luis Potosí, donde existen grandes extensiones (193000 ha, de acuerdo con Martínez-Montoya, 2005), de comunidades vegetales asociadas a suelos con contenidos elevados de yeso. Rzedowski (1955), opina que la invasión de especies leñosas en estos terrenos es gradual, posiblemente conforme las especies más tolerantes al estrés modifican el tipo de suelo. Posteriormente, se ha propuesto que ésta invasión está mediada por factores edáficos (Meyer *et al.*, 1992) y se denota la importancia de una capa aluvial en la superficie para condicionar la composición de las comunidades vegetales.

En general, las invasiones de pastizales por arbustos y árboles se deben a disturbios en el sistema, por ejemplo, el sobrepastoreo y la ausencia de incendios (Roques *et al.*, 2001). Otro efecto a considerar es el pisoteo y la compactación del suelo, que modifica las condiciones para la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas (Defossé *et al.*, 1997) aunque la limitación principal es comúnmente la disponibilidad de semillas (Martin y Wilsey, 2006).

El disturbio del sobrepastoreo sobre la vegetación herbácea y gramínea, disminuye el combustible para algún incendio, lo cual favorece a algunas especies arbustivas o suculentas e invaden los claros creados por el sobrepastoreo, estas especies, forman núcleos de plantas arbustivas o asociaciones que gradualmente forman manchones que cambia su composición específica y tamaño a través del tiempo (Archer, 1989). Cada manchón puede contener dos o más especies de arbustos, representando las diferentes etapas de interacción y fase sucesional (Observación personal).

Para entender la conformación biótica de un lugar se requiere analizar los factores indicados arriba. Una complicación para este tipo de estudios, en especial en las zonas áridas y semiáridas, es la lentitud con la que se desarrollan los procesos ecológicos relacionados con el cambio en las comunidades bióticas. Su seguimiento a través del tiempo no es solo impráctico y costoso, sino también requeriría de un número de testigos experimentales que no es fácil ubicar en la realidad. Un enfoque alternativo es el conocido como reemplazo del espacio por el tiempo (Shreve, 1929), consistente en inferir relaciones ecológicas de sucesión a partir de las características de las comunidades vegetales y los manchones particulares de vegetación dentro de ellas. También se pueden comparar comunidades vegetales diferentes, pero como consecuencia de diferencias en algunos factores (por ejemplo, suelo), mientras otros se mantienen constantes (clima).

Asimismo, los animales vinculados a la comunidad vegetal pueden tener impacto sobre los procesos que influyen en el desarrollo de esa comunidad. Esto es particularmente notable en los desiertos de Norteamérica, en los que roedores, aves y hormigas juegan un papel importante al remover y reubicar una gran cantidad de semillas (Brown *et al.*, 1979; McMurray *et al.*, 1997). A su vez, las comunidades de animales son influenciados por las características del hábitat que pueden presentarse temporalmente (Windberg, 1998).

Además, los diferentes grupos de animales (principalmente mamíferos, reptiles y artrópodos) tienen efecto sobre atributos del suelo, a lo que se le ha llamado "bioperturbación" (Whitford, 2002). Un ejemplo de lo anterior, son los cambios producidos en la química del suelo debido a las actividades de las ratas canguro y magueyera (Greene y Reynard, 1932). En general cuando se afectan la estructura y composición de la vegetación, como resultado del pastoreo o cualquier tipo de disturbio, también se afecta la abundancia y riqueza específica de la fauna (Mellink

y Valenzuela, 1992, 1995). Estos cambios inciden en las poblaciones de roedores desérticos, debido a que estos dependen fuertemente de la estructura del microhábitat (Rosenzweig y Winakur, 1969; Kay y Whitford, 1978; Price, 1978; Bock *et al.*, 1984; Price y Waser, 1984; Brown y Heske, 1990; Jones y Longland, 1999). Por ejemplo, es posible que las madrigueras abandonadas de roedores grandes acumulen materia orgánica y faciliten el establecimiento de plantas de arbustos (Moroka *et al.*, 1982; Moorhead *et al.*, 1988; Mun y Whitford, 1990).

Muchos factores afectan la dinámica de los pastizales y matorrales del sur del desierto Chihuahuense. Entre ellos están la introducción de los animales domesticados, el cambio de uso de la tierra con fines agrícolas, principalmente. No obstante, no es claro si la invasión de arbustos ha jugado un papel importante en ello y su grado de dependencia de los cambios ecosistémicos ocurridos desde la colonización europea de finales del siglo XV y comienzos del XVI. No es claro si la invasión de arbustos era un proceso natural que venía ocurriendo o el grado de coexistencia de estas dos fases, la arbustiva dentro de una de zacates y herbáceas.

Los disturbios provocados principalmente por las ratas canguro (*Dipodomys sp.*) y los perritos de la pradera (*Cynomys mexicanus*) y la disminución consecuente del área de pastizal en El Manantial ha conducido a una disminución de su superficie (Yeaton y Flores, 2006). No obstante, es necesario puntualizar que la sequía y el pastoreo simultáneos inducen la expansión de las poblaciones de perrito (Vermeire *et al.*, 2004). La hipótesis que se propone en este estudio es que las madrigueras abandonadas del perrito son una de las responsables para el inicio del proceso de invasión arbustiva como una fase de sucesión secundaria del pastizal.

En la periferia de la colonia hay arbustos que parecen haberse establecido en madrigueras de perrito llanero abandonadas. Sin embargo, no es evidente si el establecimiento de diferentes especies de arbustos en estas comunidades, ya sea en asociación con las mencionadas madrigueras abandonadas o al margen de ellas,

siguió algún patrón sucesional o fue al azar. Si acaso existe un patrón sucesional, no hay aún evidencia documental suficiente para definir el patrón en el que se reemplazan las diferentes especies de arbustos para de ahí reconstruir un modelo sucesional.

Respecto a las ratas canguro, estas crean montículos de suelo y material vegetal y cosechan selectivamente las semillas disponibles, las que almacenan dentro y cerca de sus madrigueras (Davidson y Lightfoot, 2006). La rata canguro crea pequeños disturbios que pueden afectar la estructura de la vegetación en escalas de diferente magnitud (Heske *et al.*, 1993; Guo, 1996). Jones *et al.* (1994) consideran a las ratas canguro y al perrito de la pradera, como ingenieros del ecosistema por el efecto que tienen sobre las comunidades vegetales.

El mejor conocimiento del papel que juegan esas especies nos permitirá comprender mejor, el funcionamiento ecológico de esta zona, lo cual nos puede ayudar a su restauración (sensu Davidson y Lightfoot, 2006) o conservación.

Las hormigas son importantes dentro de los ecosistemas áridos, tanto por la biomasa que consumen, como por ser considerados ingenieros de ecosistemas (Folgarait, 1998). Junto con los roedores y las aves, están consideradas como los principales consumidores de semillas de los desiertos de Norteamérica y pueden influir en la dinámica de la vegetación (Brown *et al.*, 1979). Las hormigas del género *Pogonomyrmex*, se encuentran dentro de las llamadas cosechadoras y son las más abundantes en las zonas áridas y semiáridas a tal grado que pueden ser consideradas como plaga (Rogers y Lavigne, 1974). Se estima que las hormigas cosechadoras de semillas en el norte de México y SW de los Estados Unidos totalizan 75 especies (Johnson, 2001).

El sur del Desierto Chihuahuense incluye algunas zonas especialmente prometedoras para el análisis de la ecología de comunidades bióticas. Aquí se pueden encontrar zonas contiguas completamente diferentes, al menos en

estructura; es el caso de los paisajes yesíferos del norte del estado de San Luis Potosí y áreas vecinas. Estas zonas tienen afloramientos de sustrato rico en yeso que sostienen una comunidad de plantas endémicas con fisonomía de pastizal (Rzedowski, 1955). Alternan espacialmente con una comunidad de matorral micrófilo cuando hay sobrepuesta una capa de material aluvial calcáreo (Meyer *et al.*, 1992; Mellink, 1989) procedente de las serranías calizas circundantes. En este esquema, la uniformidad espacial de las comunidades vegetales es la excepción, más que la regla, al igual que la existencia de un solo clímax (Picket y White, 1985).

Los factores que se yuxtaponen simultáneamente a distintas escalas de espacio y tiempo en una comunidad vegetal son el clima, el disturbio y las interacciones bióticas. Esto sin duda, complica el estudio de su dinámica en investigaciones a corto plazo.

Estas comunidades vegetales son afectadas en su dinámica cuando los animales y humanos provocan algún tipo de disturbio. Las dos fases espaciales de los paisajes yesosos estudiados tienen aptitud distinta como hábitat para la fauna silvestre (Mellink y Madrigal, 1993; Yeaton y Flores, 2006). Esto se refleja en que el sustrato yesífero es ocupado por una colonia de perritos llaneros (*Cynomys mexicanus*), mientras que en los suelos aluviales están ausentes (Mellink, 1989, Ceballos *et al.*, 1993; Mellink y Madrigal, 1993). Se puede hipotetizar que las diferencias entre estos dos hábitats afectan también a otros grupos de animales, como aves, roedores nocturnos y hormigas. Por otra parte, las zonas de matorral micrófilo de la región, tienen manchones con diferentes características, que pueden representar diferentes estadios sucesionales, ya sea por efectos naturales debido a fluctuaciones climáticas, o por actividades antropógenas.

Así, con los antecedentes anteriormente expuestos, se planteó analizar algunos aspectos ecológicos que se desarrollan en fragmentos de comunidades adyacentes de pastizal gipsófilo y matorral micrófilo. Este es un primer trabajo de corto plazo

en la región sobre la dinámica de comunidades vegetales y los factores involucrados, y servirá como base para investigaciones futuras. En particular, se estudió el aparente re-emplazo entre especies leñosas bajo una hipótesis de sucesión vegetal conducida por procesos de facilitación y competencia de especies y la relación que tiene la vegetación con roedores y hormigas en los dos tipos de hábitat.

Esta tesis consta de siete capítulos, la introducción como capítulo I, donde hago una descripción general de la investigación, así como de los actores involucrados.

En el capítulo II, estudié las interacciones de cinco especies de arbustos para conocer sus procesos de reemplazo, con lo cual obtuve dos modelos de reemplazo en los cuales influyeron en gran medida las condiciones edáficas.

El capítulo III, estudié la abundancia y riqueza de roedores nocturnos en el zacatal gipsófilo, y en tres parcelas dentro del matorral xerófito con diferente densidad de arbustos.

En el capítulo IV, estudié hormigueros en el zacatal gipsófilo y el matorral, obtuve su densidad por hectárea, además registré el arbusto más cercano a ellos. Colecté "basura" para determinar su dieta, se diseñó un experimento de cafetería para saber que especies de semillas preferían.

El capítulo V, se hizo una relación entre los disturbios hechos por roedores (incluido el perrito de la pradera, una tuza [*Cratogeomys goldmani*] y ratas canguro). Si bien, el tejón (*Taxidea taxus*) es un posible provocador de disturbio, quedó fuera del alcance de este trabajo. Aunque no era posible distinguir cual disturbio correspondía a cada especie animal, si lo exploramos en conjunto en cuanto a su efecto sobre la vegetación. El Capítulo VI, se refiere a aves, en el cual también se trató de realizar un experimento de cafetería y conocer que especies de semillas preferían y tratar de hacer una relación con la dinámica de la vegetación, sin embargo, no se concluyó debido a la muerte de los individuos. No obstante doy

una lista preeliminar de especies de aves presentes. Finalmente, en el capítulo VII doy una discusión general de esta tesis.

## 1. 2. Literatura citada

Archer, S. (1989). Have southern Texas savannas been converted to woodlands in recent history? *American Naturalist* **134**: 545-561.

Bazzaz, F. A., (1979). The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 351-371.

Billings, W. D. (1938). The structure and development of old field shortleaf pine stands and certain associated physical properties of the soil. *Ecological Monographs*. **8**: 437-499.

Brown, J. H., O. J. Reichman y D. W. Davidson. (1979). Granivory in desert ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 201-227.

Brown, J. H. y E. Heske. (1990). Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science* **250**:1705-1707.

Bock, C.E., J.H. Bock, W.R. Kenney y V.M. Hawthorne. (1984). Responses of birds, rodents and vegetation to livestock exclosure in a semidesert grassland. *Journal of Range Management* **37**: 239-244.

Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D. y Smeins, F. E. (2003). Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* **40**: 601-614.

Callaway, R. M. y L. R. Walker. (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* **78**: 1958-1965

Ceballos, G., E. Mellink y L. Hanebury. (1993). Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation* **63**: 105-112.

- Clements, F. E., (1916). Plant succession. Carnegie Institute Publication 242. Washington.D. C.
- Cooper, W. S. (1926). The fundamentals of vegetation change. *Ecology* 7: 391-413.
- Daubenmire, R. 1968. Plant communities. New York. Harper and Row Pu.300 p.
- Davidson A. D. y D. C. Lightfoot. (2006). Keystone rodent interactions: prairie dogs and kangaroo rats structure the biotic composition of a desertified grassland. *Ecography* 29: 755-765.
- Defossé, G. E., M. B. Bertiller y R. Robberecht. (1997). Effects of topography, soil moisture, wind and grazing on *Festuca* seedlings in a Patagonian grassland. *Journal of Vegetation Science*, 8: 677-684.
- Drury W. H. y I. C. T. Nisbet, (1973). Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* 54:331-368.
- Ellis, J.E. y Swift, D.M., (1988). Stability of African pastoral ecosystems: Alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* 41: 450-459.
- Ezcurra, E. y E. Mellink. (2005). Hot deserts. *Encyclopedia of life sciences*. Nature Publishing. (doi: 10.1038/npg.els.0003178).
- Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244.
- Fowler N. (1986). The role of competition in plant communities in semiarid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:89-110.
- Gleason, H. A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26.
- Greene, R. A. y C.R. Reynard. (1932). The influence of two burrowing rodents *Dipodomys spectabilis spectabilis* (Kangaroo rats) and *Neotoma albigula albigula* (Pack rat) on desert soils in Arizona. *Ecology* 13:73-80.
- Guo, Q. (1996). Effects of bannertail kangaroo rat mounds on



- small-scale plant community structure. *Oecologia* **106**: 247-256.
- Heske, E.J., Brown, J.H. y Guo, Q. (1993). Effects of kangaroo rat exclusion on vegetation structure and plant species diversity in the Chihuahuan Desert. *Oecologia (Berl.)* **95**:520-524
- Horn, H. H. (1981). Succession. Pp. 253-271 In R.M. May (ed). *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell, Oxford.
- Illius, A.W. y O'Connor, T.G. (1999). On the relevance of nonequilibrium concepts to arid and semiarid grazing systems. *Ecological Applications* **3**: 798-813.
- Johnson, R. A. (2001). Biogeography and community structure. of North American seed-harvester ants. *Annu. Rev. Entomol.* **46**: 1-29.
- Jones, A.L. y W. Longland. (1999). Effects of cattle grazing on salt rodent communities. *American Midland Naturalist* **141**:1-11.
- Jones. C. G., J. H Lawton y M. Shachak. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373-386.
- Kay, F.R. y W.G. Whitford. (1978). Burrow environment of the banner-tailed kangaroo rat, *Dipodomys spectabilis*, in south-central New México. *American Midland Naturalist* **99**: 270-279.
- Martin, L.M. y B. J. Wilsey. (2006). Assessing grassland restoration success: relative roles of seed additions and native ungulate activities. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 1098-1109.
- Martínez-Montoya, J. F. (2005). Un enfoque multiescala en la cartografía y génesis de suelos yesosos de San Luis Potosí, México. Tesis Doctoral, Lleida, España.
- McMurray, M.H., S.H. Jenkins y W.S. Longland. (1997). Effects of seed density on germination and establishment of a native and an introduced grass species dispersed by granivorous rodents. *American Midland Naturalist* **138**:322-330.
- Mellink, E. (1989). La erosión del suelo como una amenaza para las colonias de perro llanero, en el norte de San Luis Potosí. Pp. 68-76 en M.A. Roa R. y L.

- Palazuelos P. (Coord.). Memorias del VII Simposio sobre Fauna Silvestre. UNAM. México, D.F.
- Mellink, E. y S. Valenzuela. (1992). Comunidades aviares y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, S. L. P. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables* 2:87-94.
- Mellink, E. y H. Madrigal. (1993). Ecology of Mexican prairie dogs, *Cynomys mexicanus*, in El Manantial, Northeastern Mexico. *Journal of Mammalogy* 74:631-635.
- Mellink, E. y S. Valenzuela. (1995). Efecto de la condición de agostaderos sobre los roedores y lagomorfos en el Altiplano Potosino, San Luis Potosí, México. *Acta Zoologica Mexicana* 64:35-44.
- Meyer, S., E. García Moya y L.C. Lagunes-Espinoza. (1992). Topographic and soil moisture regime in gypsum grassland of north central México. *Journal of Vegetation Science* 3:429-438.
- Moorhead, D. L., Fisher, F. M. y Whitford, W. G. (1988). Cover of spring annuals on nitrogen-rich kangaroo rat mounds in a Chihuahuan desert grassland. *American Midland Naturalist*. 120: 443- 447.
- Moroka, N., Beck, R. F. y Pieper, R. D. (1982). Impact of burrowing activity of the bannertail kangaroo rat on southern New Mexico desert rangelands. *Journal Range Management*. 35: 707-710.
- Mun, H. T. y W. G. Whitford. (1990). Factors affecting annual plants assemblages on banner-tailed kangaroo rat mounds. *Journal of Arid Environments* 18:165-173.
- Muller, C. H. (1940). Plant succession in the *Larrea-Flourensia* climax. *Ecology*. 21: 206-212.
- Pickett, S.T.A., (1976). Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* 110:107-119.

- Pickett T. A. (1989). Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens E. (ed.). Long-term studies in Ecology: approaches and alternatives. Springer, New York. pp. 110–135.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White; (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Price, M. (1978). The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology* **59**: 910-921.
- Price, M. y N. Waser. (1984). On the relative abundance of species post fire changes in a coastal sage shrub rodent community. *Ecology* **65**: 1161-1169.
- Rees, M., R. Condit., M. Crawley., S. Pacala y D. Tilman. (2001). Long-Term studies of vegetation dynamics. *Science* **293**: 650-655
- Reynolds, H.L., A. Packer., J. D. Bever y K. Clay. (2003). Grassroots Ecology: Plant-Microbe-Soil Interactions as Drivers of Plant Community Structure and Dynamics. *Ecology* **84**: 2281-2291
- Rogers, L. E. y R. J. Lavigne. (1974). Environmental effects of western harvester ants on the shortgrass plains ecosystem. *Environment Entomology*. **3**: 994–997.
- Roques, K., T., O'Connor y A. Watkinson. (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* **38**: 268–280.
- Rosenzweig, M. L y J. Winakur. (1969). Population ecology of desert rodent communities: habitat and environment complexity. *Ecology* **50**: 558-572.
- Rzedowski, J. (1955). Notas sobre la flora y la vegetación del estado de San Luis Potosí. 2. Estudio de diferencias florísticas y ecológicas condicionadas por ciertos tipos de sustrato ecológico. *Ciencia (México)* **15**: 141-158.
- Shreve F. (1929). Changes in desert vegetation. *Ecology* **10**: 364–373.
- Shreve F. y A. L. Hinckley. (1937). Thirty years of change in desert vegetation. *Ecology* **18**: 463-478.

- Tansley, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* **16**: 284.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. y O'Neill, R.V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York. Springer-Verlag. 401 pp.
- Vermeire L.T., R. K. Heitschmidt., P. S. Johnson y B. F. Sowell. (2004). The prairie dog story: do we have it right? *BioScience* **54**: 689-95.
- Weltzin, J. F., L. Dowhower y R. K. Heitschmidt. (1997). Small.mammal regulation of vegetation structure in southern mixed-grass prairie. *Southwestern Naturalist* **42**: 251-258.
- Whitford, W. 2002. *Ecology of desert Systems*. Academic. Londres. 343 p.
- Wiens, J. A. (1984). On understanding a Non-Equilibrium World: Myth and Reality in Community Patterns and Processes. pp. 439-458. In: Strong, D.R., Simberloff, D., Abele, L.G. & Thistle, A.B. (eds.). *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence*. Princeton University Press: Princeton, New York
- Windberg, L. A. 1(998). Population trends and habitat associations of rodents in southern Texas. *American Midland Naturalist* **140**: 153-160.
- Yeaton, I. R. y J. L. Flores - Flores. (2006). Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. *Acta Zoologica Mexicana* **22**: 107-13.

## CAPÍTULO II.

### DISTRIBUCIÓN DE CINCO ESPECIES ARBUSTIVAS Y SUS INTERACCIONES EN UN MATORRAL MICRÓFILO SOBRE UN SUELO GIPSÓFILO EN EL NORTE DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO.

#### Resumen

Con el fin de aportar elementos a la comprensión de la dinámica de las comunidades vegetales en cuanto a los procesos de reemplazo de especies en zonas áridas, estudiamos las interacciones de las cinco especies de arbustos dominantes en un matorral xerófilo, en el sur del Desierto Chihuahuense, por medio del análisis de desplazamiento de dosel entre parejas de especies. Las especies incluidas en el estudio fueron: *Larrea tridentata*, *Rhus microphylla*, *Condalia mexicana*, *Lycium berlandieri* y *Ziziphus obtusifolia*. El trabajo permitió concluir que, en general las especies altas, con doseles densos, causaron que sus contrapartes desviarán el dosel, con excepción de la interacción *Larrea-Lycium*. Se encontraron dos modelos de sucesión, dependientes de las condiciones edáficas. Además, hubo una clara influencia antropógena en la dinámica de las comunidades de arbustos de esta región.

#### 2.1 Introducción

Las comunidades vegetales, entendidas como un arreglo de especies que viven juntas en un lugar y tiempo dados (Freckleton y Watkinson, 2001), son resultado de interacciones complejas de los factores bióticos y abióticos, que las afectan desde la escala de individuo hasta la de comunidad o aún a la de ecosistema. Su estudio descriptivo es simple, no así el de los mecanismos y procesos que permiten explicarlas. La convivencia de las especies puede significar que haya interacciones entre ellas. El que vivan juntas las especies puede significar que hay interacción

entre ellas, como competencia y facilitación. Las variables abióticas son otro elemento a considerar para comprender la conformación y dinámica de las comunidades.

El estudio de patrones de distribución espacial permite inferir relaciones entre las especies. Necesariamente este tipo de estudios son en campo y de largo plazo. Esto generalmente ocurre por medio de la sucesión, es decir la colonización sucesiva de un parche por las especies vegetales específicas de un lugar. Esto ocurre bajo reglas generales que se pueden expresar mediante un modelo empírico a partir de los patrones de especies observados en campo. De otra manera, los estudios sucesionales son de campo y a plazo largo. Una dificultad adicional es la imposibilidad de estudiar directamente los patrones de disturbio (frecuencia, intensidad y magnitud) que ocurren. Todos estos factores están sobrepuestos y los estudios de foto instantánea o de trayectoria natural (Diamond, 1986) en campo son una alternativa, si se usan de manera adecuada técnicas de inferencia fuerte (Platt, 1964). El estudio de patrones de distribución espacial permite inferir relaciones entre las especies. La expectativa es que los patrones de distribución espacial de las especies en una comunidad reflejen los procesos que las han conformado).

La conformación de diferentes comunidades vegetales está relacionada con la colonización y los atributos de cada individuo de cada una de las especies presentes, además de las interacciones entre ellas (Bazzaz, 1979; Horn, 1981; Pickett, 1976). Aunque se ha especulado sobre la vigencia de la competencia en las comunidades vegetales de zonas secas (Fowler, 1986; Miller y Huenneke, 2000) las evidencias indican que sí ocurre tanto por agua (Fonteyn y Mahall, 1981), como por otros recursos. Es común que el estrés limite el establecimiento de plántulas, por lo que la competencia pasa a segundo término (Gulmon *et al.*, 1979). Lo cierto es que es difícil documentarlo en especies leñosas o suculentas cuyo desarrollo es lento, lo

que dificulta la experimentación para medir interacciones como la competencia. Sin embargo, se pueden inferir algunos aspectos de competencia y sucesión vegetal a partir de estudios que valoran la existencia de una secuencia de reemplazo de diferentes especies arbustivas. La capacidad de reemplazo se puede inferir mediante medidas indirectas de competencia basadas en distancia entre individuos y tamaños de dosel (Welden y Slauson, 1986) y su consecuente potencial de reemplazo a partir de la simetría de doseles (Flores y Yeaton, 2001), de individuos contiguos, como parte de los procesos de la sucesión vegetal. También un patrón de distribución con espaciamiento regular entre plantas es indicativo de competencia (King y Woodell, 1973; Yeaton y Cody, 1976; Yeaton *et al.*, 1977) en tanto que uno agrupado indica facilitación (Muller, 1953; Niering *et al.*, 1963).

En el sur del Desierto Chihuahuense, en San Luis Potosí, existen áreas de pastizales sobre suelos derivados de yeso. No obstante la limitación edáfica, existe un proceso de incremento de especies leñosas dentro de la matriz de pastizal. Este proceso de sucesión es muy lento y opera mediante interacciones de facilitación y competencia entre las especies potenciales. Adicionalmente, hay factores antropógenos que inciden sobre estas relaciones de facilitación y reemplazo, por ejemplo, el pastoreo es un agente de disturbio que afecta fuertemente la composición y estructura de las comunidades vegetales (Sousa, 1984).

Las especies vegetales no se encuentran aisladas e independientes, sino que constituyen manchones los cuales están organizados en función de sus relaciones bióticas, incluyendo las de facilitación (Muller, 1953; Niering *et al.*, 1963) y las competitivas (p. ej. Yeaton y Cody 1976; Yeaton y Romero- Manzanares 1986; McAuliffe 1988).

En las comunidades vegetales gipsófilas del norte de San Luis Potosí, hay cinco especies de arbustos dominantes, que se proponen aquí como mediadores de la sucesión secundaria de especies leñosas: *Larrea tridentata*, *Rhus microphylla*, *Condalia*

*mexicana*, *Lycium berlandieri* y *Ziziphus obtusifolia*. La presencia de manchones con composición diferente en la misma zona de suelos yesosos del norte de San Luis Potosí, que potencialmente reflejan diferentes fases del proceso de interacción entre las especies de arbustos, permite estudiar la sucesión en estas comunidades (Connell y Slatyer, 1977).

Además de estas especies de arbustos, en la región son comunes *Muhlenbergia purpussii* y *Bouteloua chasei*, gramíneas gipsófilas endémicas de estos suelos con una ligera capa de aluvión, así como otras especies vegetales cuya presencia y densidad dependen del grosor de la capa de suelo calcáreo (Meyer y García Moya 1989, Meyer *et al.* 1992). Para estos suelos, se ha encontrado que los arbustos requieren de una capa de suelo aluvial sobre el sustrato de yeso para establecerse, en tanto que el pastizal predomina cuando dicha capa aluvial está ausente o es muy ligera. Dicha capa, exhibe un gradiente de ausente o casi ausente en el zacatal yesoso, que, además, está ocupada por una colonia de perritos llaneros (*Cynomys mexicanus*), hasta de varios decímetros de profundidad en el arroyo. Esto permite la existencia de varias especies arbustivas en el área relativamente pequeña que bordea la zona de yeso expuesto.

Los ecotonos entre las comunidades que se desarrollan sobre suelos donde el yeso está expuesto y suelos que tienen una cubierta aluvial generan dificultades para el establecimiento de especies restringidas edáficamente (Meyer y García-Moya 1989; Meyer *et al.*, 1992). Sin embargo, existen arbustos colonizadores que facilitan el establecimiento posterior de otras especies, debido a que modifican las condiciones del sustrato. La colonización de las áreas que hacen frontera con el borde oriental de la colonia de perritos llaneros empieza con la gobernadora (*L. tridentata*), especie que puede establecerse cuando hay solo una ligera capa superficial de suelo calcáreo. La dinámica de las comunidades vegetales concierne primeramente a los patrones y procesos de reemplazo de especies. El reemplazo



secuencial de especies en el tiempo se puede conceptualizar de igual forma como sucesión vegetal.

Este trabajo tuvo por objeto estudiar la dinámica de la vegetación a partir de las interacciones de las especies leñosas dominantes en el matorral como un proceso de sucesión secundaria del pastizal gipsófilo original, en el sur del Desierto Chihuahuense.

## 2.2 Métodos

El área de estudio se ubica en el municipio de Vanegas, San Luis Potosí; forma parte del sur del desierto Chihuahuense (24° 08' Norte y 100° 55' Oeste). Los suelos del área son xerosoles gípsicos de origen aluvial (DETENAL, 1981), en algunas secciones del sitio de estudio el sustrato yesoso está cubierto por una costra (1 o 2 cm) o estrato aluvial profundo (arroyo) que parece propiciar más la entrada de los arbustos (Meyer y García-Moya, 1989) En realidad son suelos recientes cuyo desarrollo edáfico es limitado; el factor de formación que limita su desarrollo es el clima, por lo que se denominan, dependiendo de la taxonomía usada, Xerosoles o Aridisoles. Son comunes también fases edáficas salinas y salino-sódicas (Martínez-Montoya, 2005) que afectan la composición de la comunidad vegetal. La precipitación anual promedio de 1980 a 2004 fue de 328 mm y la temperatura media de 17.6° C. Durante el tiempo de estudio la precipitación y temperatura medias fueron de 348 mm. y 18.0°C, respectivamente (Comisión Nacional del Agua, datos inéditos). Las temperaturas mínimas y máximas registradas durante el estudio fueron -7° C, en diciembre, y 40° C, en mayo.

Medimos las interacciones entre las cinco especies de arbustos presentes en el área de estudios: *Larrea tridentata*-*Rhus microphylla* (abreviada Latr-Rhmi); *L. tridentata*-*Condalia mexicana* (Latr-Come); *L. tridentata* -*Lycium berlandieri* (Latr-Lybe); *L. tridentata* -*Ziziphus obtusifolia* (Latr-Ziob); *R. microphylla* -*C. mexicana*

(Rhmi-Come); *R. microphylla*-*L. berlandieri* (Rhmi-Lybe); *R. microphylla* - *Z. obtusifolia* (Rhmi-Ziob); *C. mexicana*-*L. berlandieri* (Come-Lybe); *C. mexicana* - *Z. obtusifolia* (Come-Ziob) y *L. berlandieri* - *Z. obtusifolia* (Lybe-Ziob) por medio del desplazamiento de los doseles de ambas especies arbustivas, en función de su simetría (Flores-Flores y Yeaton, 2000). En cada par de plantas involucradas, medimos la distancia entre troncos y en el eje de interacción de las plantas se registraron el dosel total de cada una de las especies y el dosel que estaba desplazado hacia un lado y hacia otro con respecto al tronco (Figura 1) y, después estimamos el cociente de simetría mediante la fórmula:  $S = DT / Dd / 2$  (donde S= Cociente de simetría, DT = Dosel Total, Dd = Dosel que es desplazado, evitando el contacto), de tal forma que una  $S = 2$  indica una simetría perfecta, lo que sugiere que la especie no es afectada por su vecino cercano, mientras que valores cercanos a 1 significa que existe un desplazamiento completo del dosel hacia el lado contrario de la otra especie, sugiriendo que esa especie era la competidora "perdedora." Medimos la simetría de 30 pares de cada una de las parejas de especies y aplicamos una t de student, en cada caso, para determinar si sus cocientes de simetría eran estadísticamente diferentes (Zar, 1994).

### 2.3 Resultados y discusión

Con base en los resultados obtenidos (Cuadro 2.1) se pueden desarrollar modelos de reemplazo de las especies arbustivas involucradas. El área de estudio incluye dos condiciones claramente diferentes en cuanto a sucesión vegetal. La mayor parte del área tiene un suelo con una capa superficial delgada de aluvión.

Por otra parte, un arroyo que nace algunos cientos de metros arriba del área, y la atraviesa, ha generado una capa de suelo aluvial más gruesa que sustenta especies vegetales diferentes a las encontradas en el resto del área de estudio. Dadas estas

dos condiciones, construimos dos modelos de reemplazo, uno para cada una de ellas (Figuras 2.2 y 2.3).

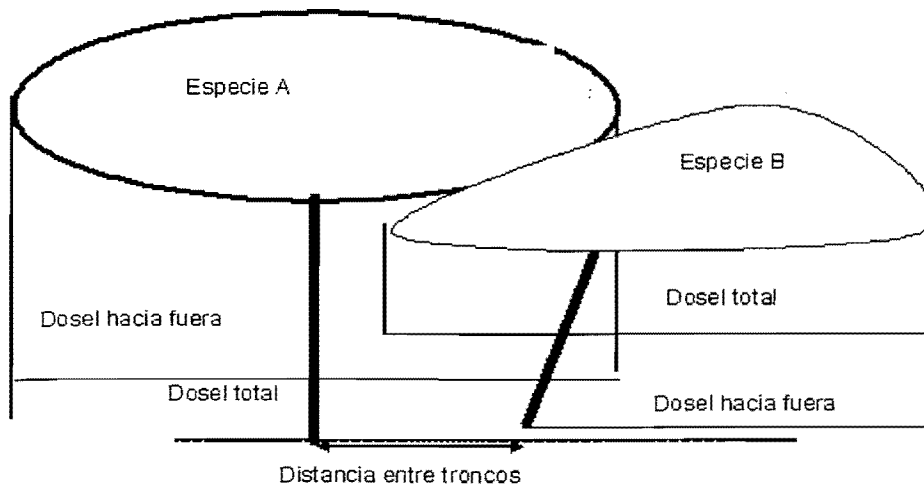


Figura 2.1 Esquematización de los registros realizados en la interacción de las diferentes especies de arbustivas en El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México. Modificado de Flores-Flores y Yeaton (2000).

El pastoreo excesivo en el zacatal, aparece como la causa de desequilibrio del sistema; desequilibrio suficiente para que las especies arbustivas inicien la invasión de esta comunidad. En el área de estudio dicho sobrepastoreo se ha llevado a cabo principalmente por ganado menor. Por ejemplo, en julio de 2004 un solo rebaño incluía más de 600 ovinos y caprinos (Luévano, datos sin publicar).

Nuestro modelo de reemplazo inicia con la colonización del zacatal por Latr, debido al sobrepastoreo (Figura 2.2), la que es reemplazada por Lybe, que exhibió simetría casi perfecta (Cuadro 2.1). Lybe es sustituida por Rhmi y Come.

El modelo tiene un mecanismo de regresión sucesional, pues tanto Rhmi como Come son aprovechadas para leña, llevando al reinicio en el modelo, con el establecimiento de Latr y Lybe, las que carecen de suficiente lignina para ser útiles como combustible y no se cosechan.

El modelo de sucesión en el arroyo es más simple y en su fase menos desarrollada se encuentra Lybe. Su estadio más avanzado está condicionado edáficamente. Cuando la capa calcárea del suelo es profunda se establece Ziob, que requiere de este tipo de suelos y se encuentra casi exclusivamente en el arroyo y en sus inmediaciones. Cuando la capa aluvial del suelo es somera, se establece Rhmi. Ziob también es utilizado para combustible, al igual que Rhmi y aquí también el modelo se re-inicia por la utilización de ambos (Figura 3).

Cuadro 2.1 Interacciones de las especies de arbustos para la construcción del modelo sucesional en los suelos yesíferos del Norte de San Luis Potosí.

Interacción	Simetría		
	Especie 1	Especie 2	P
<i>Larrea-Lycium</i>	1.24	1.98	< 0.001
<i>Rhus-Larrea</i>	1.84	1.38	< 0.001
<i>Rhus-Ziziphus</i>	1.68	1.55	NS
<i>Rhus-Lycium</i>	2.00	1.49	< 0.001
<i>Ziziphus-Lycium</i>	1.90	1.48	< 0.01
<i>Rhus-Condalia</i>	1.61	1.40	< 0.05

Las interacciones de especies arbustivas con porte alto (Rhmi, Come, Ziob) dominaron claramente con respecto a aquellas de menor porte (Latr, Lybe). En contraste, cuando la interacción se dio entre especies de mayor porte, las diferencias tuvieron valores menores de significancia estadística (Rhmi-Come, Come-Ziob) o no fueron significativos (Rhmi-Ziob). Por otra parte, salvo en la relación Latr-Lybe, cuando una especie de una de las parejas desarrolló un dosel asimétrico, siempre fue la especie con dosel más abierto. Así, en general, las

especies con porte mayor y doseles densos, causaron que sus contrapartes desviaran el dosel, en un signo aparente de predominio competitivo.

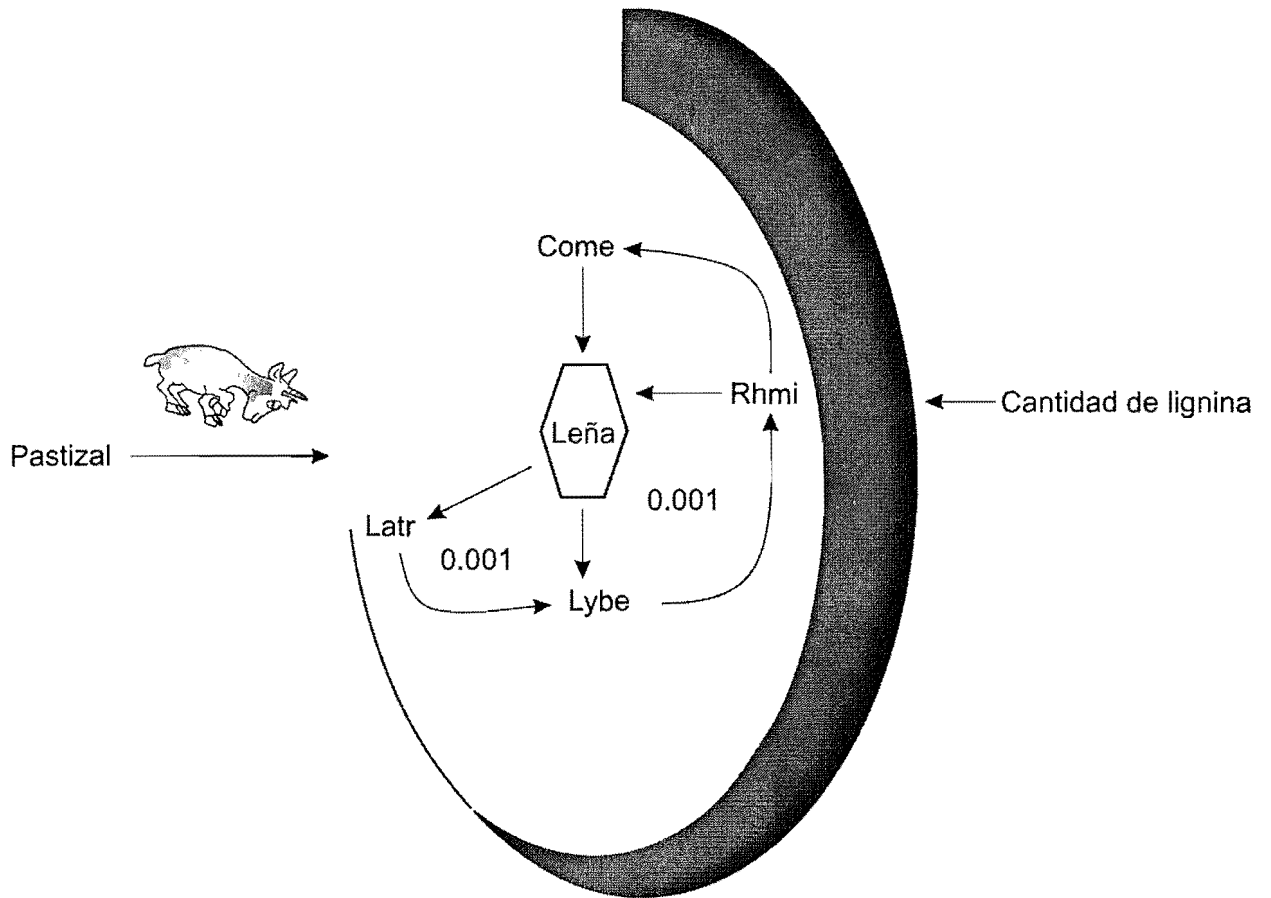


Figura 2.2 Modelo de reemplazo de especies arbustivas en el borde oriental del Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México.

No es posible especular sobre la relación Latr-Lybe. En nuestro trabajo no hubo un modelo único de sucesión de arbustos en la zona estudiada del Desierto Chihuahuense, sino que dependió de las condiciones edáficas particulares. Además, hubo una clara influencia antropógena en la dinámica de las comunidades de arbustos de esta región.

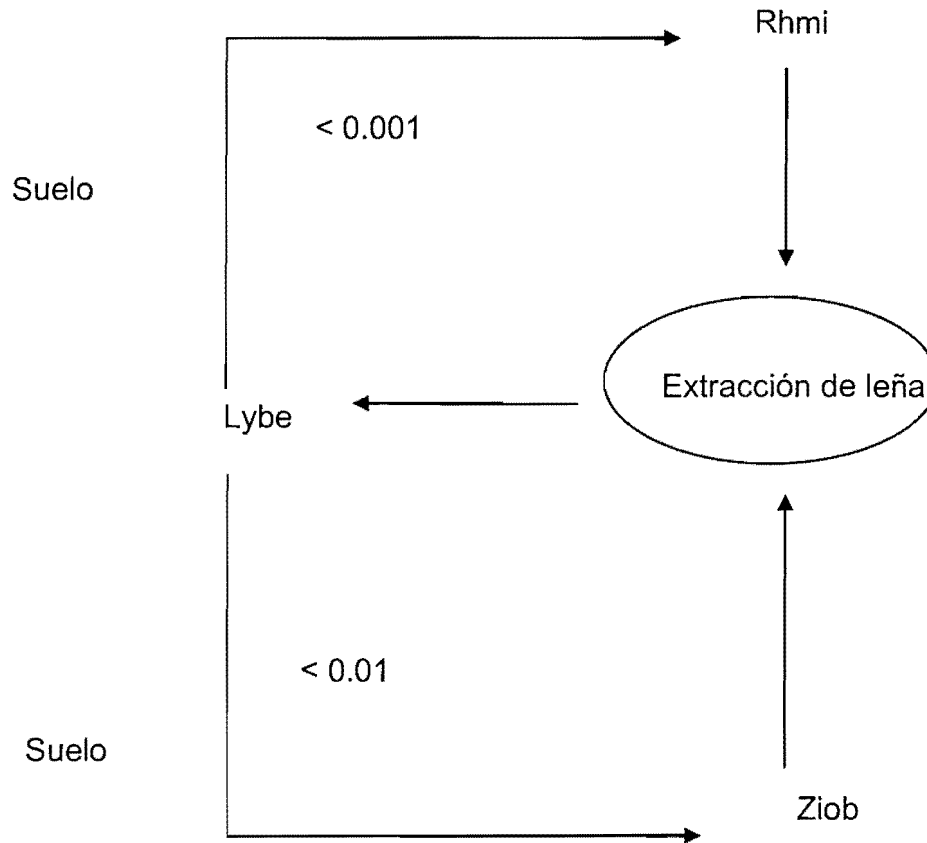


Figura 2.3 Modelo de reemplazo de las especies arbustivas bajo estudio, presentes en el arroyo, El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México.

#### 2.4 Literatura citada

Bazzaz, F. A. (1979). The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 351-371.

Connell, J. H. y R. O. Slatyer. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.

Diamond, J. (1986). Assembly of species communities. Pp. 3-22 En: Diamond J. y T.J. Case (eds.). *Community Ecology*. Harper and Row. New York.

- DETENAL. (1981). Atlas Nacional del Medio Físico de los Estados Unidos Mexicanos. Secretaria de Programación y Presupuesto. Gobierno Nacional de México. Distrito Federal, México.
- Flores-Flores, J. L. y R. I. Yeaton. (2000). La importancia en la competencia en la organización de las comunidades en el Altiplano Mexicano. *Interciencia* **25**: 365-371.
- Fonteyn, P. J. y B. E. Mahall. (1981). An experimental analysis of structure in a desert plant community . *Journal of Ecology*: **69**: 883-896.
- Fowler, D. B. (1986). Influence of delayed seeding on yield, hectoliter weight and seed size of stubble-seeded winter wheat and rye grown in Saskatchewan. *Canadian Journal Plant Science* **66**: 553-557.
- Freckleton, R P. y A .R. Watkinson. (2001). No manipulative determination of plant community dynamics. *Trends in Ecology & Evolution* **16**: 301-307.
- Gulmon, S. L., P. W. Rundel., J. R. Ehleringer y H. A. Moonery. (1979). Spatial relationships and competition in a Chilean desert cactus. *Oecologia* **44**: 40-43.
- Horn, H. H. (1981). Succession. Pp. 253-271 En: May R. M. (ed). *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell, Oxford.
- King, T. J. y Woodell, S. R. J. (1973). The causes of pattern in desert perennials. *Journal of Ecology* **61**: 761-765.
- Martínez-Montoya, Juan Felipe. (2005). Un enfoque multiescala en la cartografía y génesis de suelos yesosos de San Luis Potosí, México. Tesis Docotoral. Universitat de Lleida Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Zaragoza, España.
- McAuliffe, J. R. (1988). Markovian dynamics of simple and complex desert plant communities. *American Naturalist* **131**: 459-490.

- Meyer, S. E. y E. Garcia Moya. (1989). Plant community patterns and soil moisture regime in gypsum grasslands of north central México. *Journal of Arid Environments* **16**: 147-155
- Meyer, S., E. García Moya y L. C. Lagunes-Espinoza. (1992). Topographic and soil moisture regimes in gypsum grassland of north central México. *Journal of Vegetation Science* **3**: 429-438.
- Miller, R. E. y L. F. Huenneke. (2000). The relationship between density and demographic variation within a population of *Larrea tridentata*. *Southwestern Naturalist* **45**: 313-321.
- Muller, C. H. (1953). The association of desert annuals with shrubs. *American Journal of Botany* **40**: 53-60.
- Niering, W. A., R. H. Whittaker y C. H. Lowe. (1963). The saguaro: a population in relation to its environment. *Science* **142**: 15-23.
- Platt, J. R. (1964). Strong inference. *Science* **146**: 347-353.
- Pickett, S. T. A. (1976). Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* **110**: 107-119.
- Sousa, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**: 375-391.
- Welden, C. W. y Slauson, W. L. (1986). The intensity of competition versus its importance: an overlooked distinction and some implications. *Quarterly Review of Biology* **61**: 23-44.
- Yeaton, R. I. y M. L. Cody. (1976). Competition and spacing in plant communities: the northern Mohave Desert. *Journal of Ecology* **64**: 689-696.
- Yeaton, R. I., J. Travis y E. Gilinsky. (1977). Competition and spacing in plant communities: The Arizona Upland Association. *Journal of Ecology* **65**: 587-595.



Yeaton, R. I. y A. Romero-Manzanares. (1986). Organization of vegetation mosaics in the *Acacia schaffneri-Opuntia streptacantha* association, southern Chihuahuan Desert, México. *Journal of Ecology* 74: 211-217.

Zar, J. H. (1994). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 620 pp.

### CAPÍTULO III.

## COMUNIDADES DE ROEDORES NOCTURNOS EN UN ECOTONO DE MATORRALES MICRÓFILOS Y ZACATAL GIPSÓFILO EN SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

Nocturnal rodents at the edge of a microphyllous shrubland and gypsophilous grassland in San Luis Potosí, Mexico

Jaime Luévano<sup>1, 2\*</sup>, Eric Mellink<sup>2</sup>, Mónica E. Riojas-López<sup>3</sup> y José Luis Flores-Flores<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, Ciencias Ambientales. Camino a la presa 2055, 78216 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

<sup>2</sup>Departamento de Biología de la Conservación. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Km. 107 Carretera Tijuana-Ensenada, 22860 Ensenada, Baja California, México.

<sup>3</sup>Departamento de Ecología. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Km. 15.5 Carretera Guadalajara-Nogales, 45100 Zapopan, Jalisco, México.

<sup>4</sup>Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair 200, Fracc. Del Llano, 78377 San Luis Potosí, San Luis Potosí, México

\*Correspondencia: jluevano@cicese.mx

Resumen. En el presente estudio se compara la abundancia y riqueza entre los roedores nocturnos de un zacatal gipsófilo y los de 3 matorrales micrófilos, en el norte de San Luis Potosí. Los muestreos se llevaron a cabo en sitios con distintas características edáficas y de estructura de la vegetación, en la estación lluviosa y

en la seca de los años 2003 y 2004. Como estimador del tamaño poblacional se utilizó el número de individuos capturados en cada periodo. Se capturaron 414 individuos de 12 especies de las familias Heteromyidae y Muridae. Se concluye que: 1) las comunidades de roedores en cada sitio fueron diferentes en función de la estructura vegetal y cambiaron de manera notable entre el zacatal y los 3 sitios de matorral adyacentes; 2) dichas comunidades reflejaron el mosaico de la vegetación más que la época del año; 3) los tres tipos de matorral mantuvieron su identidad individual a lo largo del año, y 4) la baja precipitación y/o el pastoreo, a través de la reducción de la cobertura vegetal sobre suelos gipsófi los afectó a los roedores.

Palabras clave: abundancia, riqueza de roedores, Heteromyidae, Muridae.

Abstract. In this study we compared abundance and species richness of nocturnal rodents at the edge of gypsophilous grassland on an exposed gypsum substrate and 3 sites of microphilous shrubland, in northern San Luis Potosí, Mexico. We sampled at sites that differed in edaphic characteristics and vegetation structure, in the wet and dry seasons of 2003 and 2004. As a population estimator we used the number of individuals captured in each sampling period. We captured 414 individuals of 12 species of Heteromyidae and Muridae. We concluded that 1) rodent communities were different among sites as a function of vegetation structure, and varied notably between grassland and adjacent shrublands: 2) such communities reflected the vegetation mosaic more than season of the year: 3) the three shrubland types maintained their identity throughout the year; y 4) low precipitation and/or grazing, through the reduction of plant cover, on gypsophilous soils affected the rodents.

Key words: abundance, species richness, Heteromyidae, Muridae.

Revista Mexicana de Biodiversidad 79: 197- 203, 2008 Recibido: 03 julio 2006; aceptado: 05 septiembre 2007.

### 3.1 Introducción

En ambientes áridos, los factores abióticos, entre otros los atributos físicos del suelo, determinan en gran medida la composición de comunidades vegetales (Meyer *et al.*, 1992; Guo *et al.*, 1995). Las características edáficas de las grandes extensiones de terrenos yesosos de la parte árida de los estados de San Luis Potosí, Coahuila y Nuevo León, condicionan la vegetación presente. Se forma un mosaico de vegetación que se relaciona con el suelo y el relieve. Donde aflora el yeso, la comunidad vegetal es un pastizal dominado por los zacates gipsófilos, perennes y endémicos, *Muhlenbergia purpusii* y *Bouteloua chasei* (Rzedowski, 1955).

Cuando el sustrato yesoso está cubierto por material aluvial calcáreo, aparecen matorrales micrófilos conformados por especies incapaces de colonizar y sobrevivir sobre el yeso expuesto (Meyer *et al.*, 1992), lo que conduce a que en estos paisajes de suelos yesíferos se produzcan mosaicos de vegetación con ecotonos bastante claros.

En general, las características del hábitat determinan las comunidades animales. La influencia del macrohábitat es particularmente clara en el condicionamiento de las comunidades de roedores (Rosenzweig y Winakur, 1969; Kay y Whitford, 1978; Price, 1978; Bock *et al.*, 1984; Price y Waser, 1984; Brown y Heske, 1990; Jones y Longland, 1999; Mellink y Valenzuela, 1995; Jorgensen, 2004; Riojas-López, 2006). Las comunidades de animales dependen de la calidad del microhábitat, por lo que se esperaría encontrar variaciones en la densidad y riqueza de roedores en manchones de hábitat con diferentes características. Sin embargo, esto parece poco respaldado por la información existente (Jorgensen, 2004). No obstante la

importancia de los factores edáficos para condicionar la comunidad vegetal, los disturbios antropógenos (como el pastoreo) afectan la composición de esas comunidades. Cuando se modifican la estructura y composición de la vegetación también se afecta la abundancia y riqueza específica de la fauna (Mellink y Valenzuela, 1992, 1995). Un disturbio antropogénico muy común en zonas áridas y semiáridas, incluyendo las del centro-norte de México, es el sobrepastoreo por herbívoros domesticados que en ocasiones, junto con los herbívoros silvestres, pueden causar cambios drásticos en la estructura de la vegetación (Fleischner, 1994; Archer, 1995; Mellink, 1995a). Sin embargo, se ha indicado que la composición de los zacatales de suelos gipsófilos es estable aún bajo condiciones de sobrepastoreo (Meyer y García-Moya, 1989).

En el sur del desierto chihuahuense, los zacatales gipsófilos se han mantenido libres de arbustos a pesar de la fuerte presión de pastoreo ejercido durante los últimos 50 años, posiblemente debido al estrés tan severo que el yeso impone sobre las comunidades vegetales (Meyer et al., 1992).

En general, cuando las comunidades vegetales cambian espacialmente de manera gradual, el recambio en las especies de roedores es de intergradación. En contraste, los bordes entre comunidades vegetales condicionadas edáficamente pueden ser abruptos, como en la transición entre el zacatal gipsófilo y el matorral. En estos casos se esperaría que la transición entre comunidades de roedores sea también abrupta.

En El Manantial, una explanada yesosa de unas 340 ha en el norte de San Luis Potosí, dentro del municipio de Vanegas, hay un zacatal abierto virtualmente desprovisto de arbustos, salvo en sitios muy localizados. Esta zona de zacatal gipsófilo contrasta con los alrededores, donde el suelo tiene una cubierta aluvial calcárea con grandes extensiones de matorral xerófilo intercalado con pequeños manchones de zacatal. La explanada, además, es el sitio en el que se encuentra la

colonia sureña más grande de perrito llanero mexicano *Cynomys mexicanus* (Ceballos *et al.*, 1993; Yeaton y Flores, 2006).

Esta zonación de la vegetación, vinculada con las restricciones edáficas a la invasión de arbustos, permite tener un mosaico de vegetación adecuado para estudiar las interacciones entre la vegetación y la comunidad de roedores nocturnos respectiva. En concordancia, la hipótesis del presente estudio es que la composición y abundancia de las comunidades de roedores nocturnos cambia de forma abrupta entre el fragmento de pastizal y los matorrales adyacentes, los cuales son menos diferentes entre sí en la comunidad de roedores que habita en ellos.

### 3.2 Materiales y métodos

Durante 2003 y 2004 se llevó a cabo un estudio del zacatal gipsófilo y de diferentes matorrales micrófilos en El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí, México (entre 24° 06' 20'' y 24°08'47''N y 100° 54'35'' y 100°56'00''O), para determinar la composición y abundancia de las comunidades de roedores nocturnos. Los suelos del área son xerosoles gípsicos de origen aluvial (DETENAL, 1981) que pueden tener o no una capa de material aluvial calcáreo de espesor variable. La precipitación anual promedio (estación climática de Vanegas, S.L.P.) de 1980 a 2004 fue de 328 mm y la temperatura media de 17.6° C. Durante el tiempo de estudio la precipitación y temperatura medias fueron de 348 mm y 18.0° C, respectivamente (Comisión Nacional del Agua, datos no publicados). Las temperaturas mínimas y máximas registradas durante el estudio fueron -7° C, (diciembre) y 40° C (mayo), respectivamente.

El muestreo se llevó a cabo en la porción oriental del zacatal gipsófilo y los matorrales micrófilos adyacentes. Ahí se establecieron 4 parcelas (Fig. 1): a) Zacatal, que incluyó una parte de la colonia activa de perritos llaneros, con suelo

gipsófilo expuesto, desprovisto de arbustos, con predominio de una especie de *Chamaesaracha* (1.9% de cobertura, con base en la determinación de la cobertura de cada planta en 10 cuadros de 1 × 1 m) y una especie de Cruciferae (1.1%); b) Matorral 1, matorral micrófilo donde las especies arbustivas más abundantes fueron *Lycium berlandieri* (42%; la cobertura de matorrales se basó en 10 cuadros de 10 × 10 m), *Condalia mexicana* (13%), *Larrea tridentata* (13%), *Opuntia cantabrigensis* (11%), *Rhus microphylla* (8%), *Opuntia imbricata* (6%) y *Yucca* sp. (4%); c) Matorral 2, matorral micrófilo de *L. berlandieri* (54%), *L. tridentata* (28%), *Atriplex canescens* (9%) y *O. cantabrigensis* (4%). Ambos matorrales tienen un sustrato base de yeso cubierto por material calcáreo, y d) Arroyo, matorral micrófilo en el lecho de un arroyo intermitente con estrato aluvial profundo, donde la comunidad vegetal está compuesta de *Prosopis laevigata* (32%), *L. tridentata* (28%), *Rhus microphylla* (23%), *Condalia mexicana* (12%) y *Koeberlinia spinosa* (11%).

Con base en los promedios de la precipitación y la temperatura ambiental mensual de 24 años, el año se dividió en estación lluviosa caliente (mayo a octubre), estación lluviosa fría (noviembre a enero) y estación seca (febrero a abril). Durante las estaciones lluviosa caliente y lluviosa fría de 2003 y 2004 y la seca de 2004 se estudiaron las comunidades de roedores nocturnos en 7 visitas de muestreo: junio y noviembre de 2003; y abril, junio, julio, septiembre y diciembre de 2004. En cada parcela se colocaron 40 trampas Sherman de 8 × 9 × 23 cm, en 4 líneas de 10 trampas, separadas 10 m entre sí y cebadas con hojuelas de avena, durante 2 noches consecutivas por fecha (2240 noches-trampa). Cada individuo capturado se identificó in situ, se marcó numéricamente por corte de falanges y fue liberado en el sitio de captura.

Dado que las capturas totales de algunas especies de roedores fueron muy bajas, utilizamos el número de individuos capturados en cada periodo como el mejor estimador del tamaño de las poblaciones.

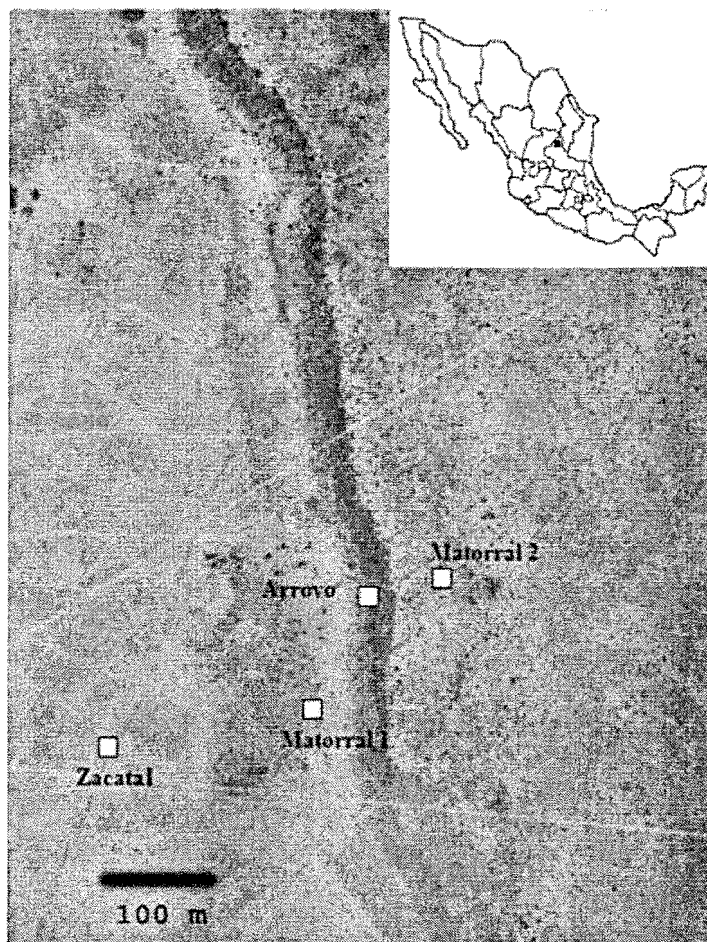


Figura 3.1. Ecotono entre la extrusión yesífera de El manantial, Vanegas, S.L.P., y matorral micrófilo adyacente, en el que se indican las 4 parcelas de estudio de roedores nocturnos. 2003- 2004.

Para determinar si había diferencias en la abundancia total de roedores entre los 4 sitios de muestreo a lo largo del estudio, se utilizaron Análisis de Varianza (ANVA) paramétrico con 3 fuentes de variación: especie, muestreo y sitio.

Las medias se compararon mediante la prueba de Tukey ( $\alpha \leq 0.05$ ). Se analizaron las diferencias en la abundancia y riqueza específica de cada especie de roedor entre las 4 parcelas a lo largo del estudio. Debido a que estos datos no cumplieron con los requisitos de normalidad y homocedasticidad requeridos para el ANVA paramétrico, se utilizaron ANVAs no paramétricos (pruebas de



Friedman;  $\alpha \leq 0.10$ ), complementadas con pruebas no paramétricas de comparación de medias (Zar, 1999). Los análisis se realizaron con el programa Statistix 7.

Los patrones de comunidades de roedores se estudiaron mediante un análisis de componentes principales. El número de individuos capturados por especie y sitio de muestreo, promediados por época del año, se ordenaron mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP).

### 3.3 Resultados

Durante el estudio capturamos 414 individuos de roedores nocturnos de 12 especies, 6 de heterómidos (3 cuadrúpedas y 3 bípedas) y 6 de múridos (Cuadro 1). Las 6 especies de heterómidos son consideradas granívoras, los múridos *Neotoma albigula* y *Sigmodon hispidus*, herbívoros y las especies del género *Peromyscus* y *Reithrodontomys fulvescens*, omnívoros. La riqueza total de especies por sitio varió de 2 a 10 (promedio = 7.5; Cuadro 1). Zacatal fue el sitio significativamente menos rico, con sólo 2 especies de roedores, mientras que Matorral 1 fue el más rico, con 10. No hubo diferencias significativas en la riqueza de roedores entre los sitios de matorral (Arroyo, Matorral 1 y Matorral 2).

En Arroyo hubo un incremento en la riqueza de especies en noviembre de 2003 y abril de 2004, que coincidió con un incremento en la cobertura de herbáceas (claramente visible, aunque ésta no se determinó cuantitativamente).

*Sigmodon hispidus* y *Chaetodipus nelsoni* se capturaron exclusivamente en Arroyo. *Sigmodon hispidus* se capturó solamente en el mes de noviembre y *C. nelsoni* se capturó en todos los muestreos pero con mayor abundancia en junio de 2003, un mes después del pico de precipitación (mayo) que produjo un crecimiento importante de la vegetación herbácea.

La mayor abundancia total de roedores se presentó en Arroyo y la menor en Zacatal (Cuadro 1). La abundancia de roedores no fue significativamente diferente entre l Arroyo y Matorral 1, como tampoco la de Matorral 1 y 2. La abundancia total en Zacatal fue significativamente menor a la de los demás sitios ( $p \leq 0.05$ ).

La especie más abundante en todo el estudio fue *Chaetodipus penicillatus*, con un total de 114 individuos distintos capturados, es decir el 27.5% del total de capturas. La siguiente especie en importancia fue *Dipodomys merriami* con 80 capturas (19.3%). Con abundancias totales parecidas siguieron *N. albigula* (46 capturas, 11.1%), *Peromyscus eremicus* (40 capturas, 9.7%) y *P. truei* (37 capturas, 9%). Las especies con capturas de 20 a 30 fueron *Perognathus flavus*, *C. nelsoni* y *Dipodomys nelsoni*.

Por sitios, en Arroyo, en 3 de las 7 fechas, la especie más abundante fue *P. eremicus*, donde representó entre 27 y 47% de las capturas totales durante los meses de septiembre a abril. De junio a agosto, esta especie prácticamente no fue capturada en este hábitat y el predominio fue de *N. albigula*, *D. merriami* y *C. penicillatus*. En Matorral 1, el promedio de capturas de las 7 fechas fue de 16.6 individuos (DE = 4.3); aquí el predominio de capturas fue de *C. penicillatus* en 5 de las 7 fechas con un 30 a 50% por arriba de los individuos atrapados.

Cuando esta especie no fue la predominante, lo fueron *D. merriami* o *Peromyscus truei*. El patrón fue similar en el sitio Matorral 2, donde en 4 de las 7 fechas predominó *C. penicillatus*; hubo un empate entre ésta y *D. merriami* en 2 casos y en una de las fechas predominó esta última especie. El pastizal sólo tuvo 2 especies y con poca abundancia (1 a 3 capturas): *Perognathus flavus* y *P. maniculatus*.

Cuadro 3.1. Abundancia total y riqueza de roedores nocturnos, durante 7 periodos en el Manantial, San Luis Potosí, México\*

Especie	Sitio			
	Arroyo	Matorral 1	Matorral 2	Zacatal
<i>Perognathus flavus</i>	0b	13a	3ab	13 <sup>a</sup>
<i>Chaetodipus penicillatus</i>	34 <sup>a</sup>	42a	38a	0b
<i>C. nelsoni</i>	25 <sup>a</sup>	0b	0b	0b
<i>Dipodomys merriami</i>	2 <sup>a</sup>	33a	26a	0b
<i>D. ordii</i>	0	6	1	0
<i>D. nelsoni</i>	0b	15a	5ab	0b
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	4	1	0	0
<i>Peromyscus truei</i>	7ab	8ab	19a	0b
<i>P. eremicus</i>	28 <sup>a</sup>	5ab	7ab	0b
<i>P. maniculatus</i>	3	2	3	1
<i>Neotoma albigula</i>	29 <sup>a</sup>	3bc	14ab	0c
<i>Sigmodon hispidus</i>	2	0	0	0
Abundancia total	1.82±2.43a	1.56±2.19ab	1.38±2.12b	0.17±0.60c
Riqueza	9 <sup>a</sup>	10a	9a	2b

\*Los valores de cada especie y de riqueza con letra diferente fueron estadísticamente diferentes (Prueba de Friedman,  $\alpha \leq 0.10$ ). Las hileras cuyos valores no incluyen letras, no exhibieron diferencias significativas. Los valores de abundancia total son promedios por periodo y por especie. Aquellos con letra distinta por renglón fueron significativamente diferentes (ANVA de 3 vías,  $\alpha \leq 0.05$ ).

En promedio las capturas fueron más altas en Arroyo, que en Matorral 2 y en éste que en el pastizal. Matorral 1 no fue diferente de Arroyo ni de Matorral 2. *Chaetodipus nelsoni* sólo se presentó en el sitio Arroyo y sus capturas vinieron a la baja consistentemente desde la primera (7 individuos) hasta la última fecha (una captura). En este mismo hábitat *N. albigula* presentó su mayor abundancia, lo que indica que la cobertura de arbustos mayor la favorece.

La ausencia de arbustos y prácticamente de hierbas y pastos en el pastizal yesoso solo permite la presencia limitada de *Perognathus flavus* y *Peromyscus maniculatus*.

El análisis de las comunidades de roedores mostró que los primeros 2 ejes del ACP de los sitios explicaron el 48.3% y el 23.3% de la varianza, respectivamente (Fig. 2), para un total acumulado de 71.6%. El componente principal 1 reflejó el efecto del sustrato gipsófi lo sobre la estructura general de la vegetación y las comunidades de roedores, separando marcadamente al Zacatal de los 3 sitios de matorral, que se agruparon al otro extremo del eje (Fig. 2). El componente principal 2 sigue laxamente un gradiente de menos a más cobertura de herbáceas.

Al agrupar los datos de las especies de roedores con base en sus abundancias por estación del año y sitio, los primeros 2 ejes del ACP explicaron el 35.7 y 24.5% de la varianza, respectivamente (Fig. 3). Aparentemente, las especies de roedores se agruparon en función de la cobertura de herbáceas, y el componente principal 1 siguió un gradiente desde una cobertura alta de herbáceas y presencia de arbustivas hasta una cobertura baja de herbáceas y sin arbustos. El eje 2 no se pudo reifi car (sensu Marriott, 1974).

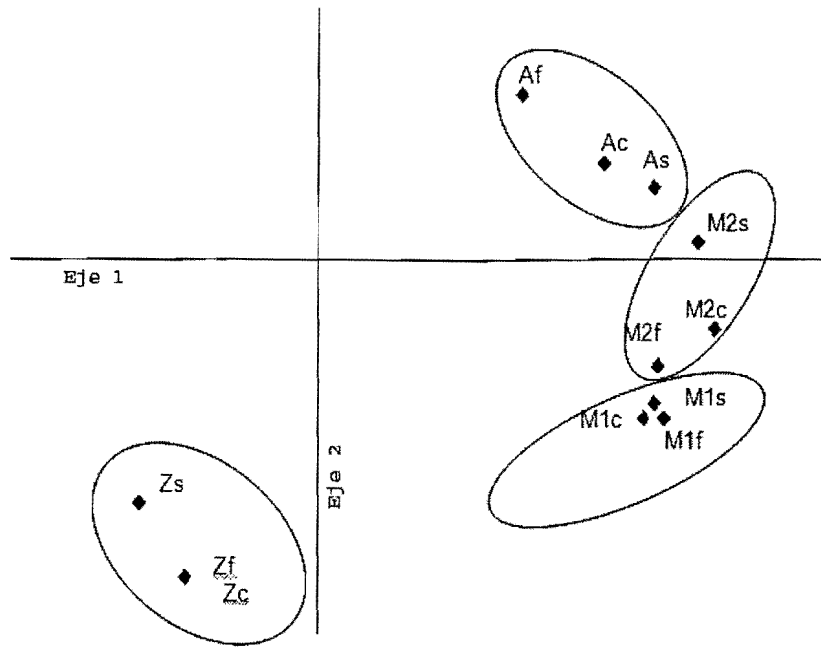


Figura 3.2. Ordenación de 4 sitios de muestreo y 3 estaciones en la sección oriental de la extrusión yesífera de El Manantial, Vanegas, S.L.P., a lo largo de los 2 primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales, basado en la abundancia promedio de 12 especies de roedores nocturnos. Z = Zacatal, M1 = Matorral 1, M2 = Matorral 2, A = Arroyo, c = estación lluviosa caliente (mayo a octubre), f = estación lluviosa fría (noviembre a enero), y s = estación seca (febrero a abril). 2003-2004.

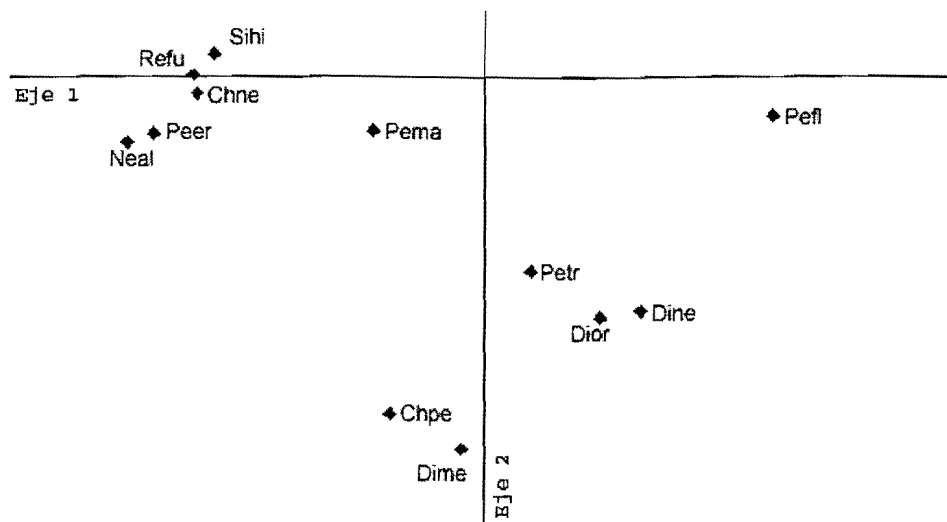


Figura 3.3. Ordenación de 12 especies de roedores en la sección oriental de la extrusión yesífera de El Manantial, Vanegas, S.L.P., a lo largo de los 2 primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales, con base en sus abundancias promedio por sitio y estación. Las abreviaturas de las especies corresponden a las 2 primeras letras del género y las 2 primeras letras de la especie (véase Cuadro 1). 2003-2004.

### 3.4 Discusión

Las especies de roedores de El Manantial se distribuyeron de manera discreta en relación con el hábitat, lo que permitió delimitar claramente 2 comunidades: la de zacatal sobre suelo de yeso expuesto y la de los matorrales sobre suelo de yeso cubierto con una capa de material calcáreo. Esto fue notorio en el ordenamiento de los sitios y las especies en el ACP. El ACP que organiza los 4 sitios los separó claramente y reflejó que Zacatal soportaba una comunidad diferente, mucho más pobre, tanto en riqueza como en abundancia, respecto a las 3 comunidades de

matorral. Las 2 comunidades de roedores así delimitadas se pueden explicar en función de la estructura y la cobertura vegetal y reflejan su estructura a escala de macrohábitat (Mellink, 1995b; Jorgensen, 2004; Riojas-López, 2006).

La transición entre Zacatal y Matorral 1 y 2 en la composición de especies de roedores fue abrupta ya que en Zacatal sólo se capturaron *Perognatus flavus* y *Peromyscus maniculatus*; de la segunda especie un solo individuo, que quizás se aventuró a salir de la protección de Matorral 2 (que distaba aproximadamente 100 m de las trampas Sherman).

A pesar de ser similares, en el ámbito del estudio los 3 sitios de matorral exhibieron diferencias en sus comunidades de roedores nocturnos. Así, aunque a nivel macro se pueden diferenciar claramente 2 comunidades, entre los matorrales también hay diferencias, aunque no tan marcadas como entre ellos y Zacatal. Entre los matorrales, Matorral 1 y Arroyo se separan claramente, lo que se mantiene a lo largo del año. Por su parte Matorral 2 es más variable y pareció comportarse como una comunidad transicional durante el periodo de estudio (Fig. 2). Arroyo es un sitio con hábitat más cerrado que Matorral 1 y Matorral 2, donde la vegetación forma manchones bien definidos. El arreglo de los 3 matorrales mediante el ACP puede estar relacionado con efectos de microhábitat sobre las comunidades de roedores (Jorgensen, 2004) en función de la variación en la cobertura de herbáceas, al menos estacionalmente.

Las afinidades de hábitat se reflejan en el ordenamiento de los roedores con base en sus abundancias en las diferentes fechas de muestreo (Fig. 3). El grupo formado por especies con una alta afinidad por sitios con densidad alta de herbáceas (lado izquierdo de la gráfica), incluyó las que fueron más abundantes en Arroyo: *C. nelsoni*, *S. hispidus* y *R. fulvescens*. Las 2 últimas tienden a estar presentes sólo cuando la cobertura de herbáceas es densa (Mellink, 1995b, Riojas-López, 2006), lo

que concuerda con su ecología en otros sitios (Spencer y Cameron, 1982; Windberg, 1998).

El hecho que *P. flavus* haya sido la única especie presente de manera regular en el zacatal gipsófilo contrasta con un estudio previo (Mellink y Madrigal, 1993), donde se capturó a *Dipodomys ordii*, *Onychomys arenarius*, *D. nelsoni* y *Peromyscus* sp. en secciones abandonadas y activas de la colonia de perritos llaneros en este mismo sitio. También contrasta con las comunidades encontradas en otras colonias de perritos llaneros (*C. ludovicianus*), en los pastizales de Janos, Chihuahua., donde se encontraron 7 especies de ratones (Pacheco *et al.*, 2000), lo cual se puede explicar por diferencias en la cobertura vegetal, y que coincide con otros estudios, en los que la disminución o eliminación de la cobertura de los pastos causa empobrecimiento de la comunidad de roedores (Stapp, 2007). La cobertura de herbáceas registrada en dicho estudio (1988) fue de 40%, mientras que en 2003 registramos del 4.5-9.3% de cobertura de herbáceas en el área.

En 1988 *Muhlenbergia purpussi* (indicada como *M. repens*) fue la especie con mayor cobertura en la colonia (24-36% de cobertura), pero en 2003 esta especie sólo se encontraba formando manchones aislados dentro de Zacatal y estuvo ausente del área muestreada.

Los cambios en la precipitación en un lapso de 24 años quizás puedan explicar las diferencias en la vegetación de Zacatal. En el periodo de 1986-1988 tuvieron una precipitación promedio de 507.33 mm, lo cual pudo haber influido en la cobertura reportada en el estudio mencionado de 1988. La precipitación promedio de 1989 al 2004 fue de 291.76 con años atípicos, como el de 1992 con 661.8 mm y el de 1999 con 72 mm. En los 3 años previos al estudio la precipitación promedio fue de 294 mm, que pudo tener como resultado las coberturas vegetales registradas en este trabajo.



Otro factor aparente que puede estar relacionado con estos cambios es el pastoreo intenso por cabras y borregos en años recientes. Durante el tiempo de estudio se observaron hatos de hasta 500 animales en Zacatal. Los cambios en la vegetación entre 1988 (Mellink y Madrigal, 1993) y 2003 (este estudio) fueron de cobertura, pero no de composición de especies de plantas, lo cual contrasta con observaciones en otros sistemas no gipsófilos (Fleischner, 1994), donde los cambios de la vegetación debidos al pastoreo son tanto cualitativos (especies) como cuantitativos (abundancia). Sin embargo, contrastando con un estudio de las comunidades vegetales de suelos gipsófilos próximas al sitio de estudio, que documentó que estas comunidades vegetales se mantienen estables aún en presencia de pastoreo (Meyer y García-Moya, 1989), Zacatal no cambió en composición de especies de plantas, pero si en la cobertura. El pastoreo puede afectar las poblaciones de roedores de diferente forma, dependiendo de sus efectos específicos sobre la comunidad vegetal (Bock *et al.*, 1984; Jones y Longland, 1999; Fleischner, 1994; Mellink y Valenzuela, 1995). El pastizal gipsófilo de El Manantial parece haber sido afectado a grado tal que ocasionó un empobrecimiento fuerte de la comunidad de roedores. Si la intensidad de este disturbio se aminora se esperaría que se volviera a las comunidades encontradas en 1988 (Mellink y Madrigal 1993).

En conclusión, 1), las comunidades de roedores nocturnos de los paisajes yesosos de San Luis Potosí muestran una relación estrecha con la vegetación, y cambiaron de manera notable entre Zacatal y los 3 sitios de matorral adyacentes; 2), la composición y la abundancia de roedores nocturnos presentó variación más vinculada al mosaico de la vegetación que a la época del año; 3), las comunidades de ratones nocturnos son muy parecidas entre los matorrales, pero mantienen su identidad individual a lo largo del año y 4), una baja precipitación en los años previos al estudio y/o el pastoreo intenso y prolongado en este sistema condujo a

una reducción significativa de la cobertura de pastos y herbáceas, lo que causó un cambio en la composición, abundancia y disminución de la riqueza en las comunidades de roedores nocturnos.

#### Agradecimientos

Al Dr. J. Rogelio Aguirre, Director del Instituto de Investigaciones Desérticas (IIZD, Universidad Autónoma de San Luis Potosí) y al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por su apoyo logístico a lo largo del estudio.

A Andrés Luévano Luna y Pedro Luévano Santos, por su compañía y ayuda en el trabajo de campo.

Un revisor anónimo ayudó a mejorar este artículo. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) apoyó al primer autor con una beca. La mayor parte del financiamiento de este estudio provino de la familia Luévano Luna.

#### Literatura citada

- Archer, S. 1995. Herbivore mediation of grass-woody plant interactions. *Tropical Grasslands* 29:218-235.
- Bock, C. E., J. H. Bock, W. R. Kenney y V. M. Hawthorne. 1984. Responses of birds, rodents and vegetation to livestock enclosure in a semidesert grassland. *Journal of Range Management* 37:239-244.
- Brown, J. H. y E. Heske. 1990. Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science* 250:1705- 1707.
- Ceballos, G., E. Mellink y L. Hanebury. 1993. Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation* 63:105-112.

- DETENAL. 1981. Atlas nacional del medio físico de los Estados Unidos Mexicanos. Secretaría de Programación y Presupuesto, México, D.F.
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* 8:629-644.
- Guo, Q., D. B. Thompson, J. Valone y J. H. Brown. 1995. The effects of vertebrate granivores and folivores on plant community structure in the Chihuahuan Desert. *Oikos* 73:251-259.
- Kay, F. R. y W. G. Whitford. 1978. Burrow environment of the banner-tailed kangaroo rat, *Dipodomys spectabilis*, in south-central New México. *American Midland Naturalist* 99:270-279.
- Jones, A. L. y W. Longland. 1999. Effects of cattle grazing on salt rodent communities. *American Midland Naturalist* 141:1-11.
- Jorgensen, E. E. 2004. Small mammal use of microhabitats reviewed. *Journal of Mammalogy* 85:531-539.
- Marriott, F. H. C. 1974. The interpretation of multiple observations. Academic, New York. 117 p.
- Mellink, E. 1995a. Fauna silvestre y ganadería extensiva: ¿antagonistas? Memorias del 1er reencuentro de Zootecnistas. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, Estado de México. p. 33-47
- Mellink, E. 1995b. Uso del hábitat, Dinámica poblacional y estacionalidad reproductiva de roedores en el Altiplano Potosino, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 1:1-8.
- Mellink, E. y H. Madrigal. 1993. Ecology of Mexican prairie dogs, *Cynomys mexicanus*, in El Manantial, Northeastern Mexico. *Journal of Mammalogy* 74:631-635.

- Mellink, E. y S. Valenzuela. 1992. Comunidades aviares y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, S. L. P. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables* 2:87-94.
- Mellink, E. y S. Valenzuela. 1995. Efecto de la condición de agostaderos sobre los roedores y lagomorfos en el Altiplano Potosino, San Luis Potosí, México. *Acta Zoologica Mexicana* 64:35-44.
- Meyer, S. E. y E. García- Moya. 1989. Plant community patterns and soil moisture regime in gypsum grasslands of north central México. *Journal of Arid Environments* 16:147-155.
- Meyer, S. E., E. García- Moya y L. C. Lagunes-Espinoza. 1992. Topographic and soil moisture regime in gypsum grassland of north central México. *Journal of Vegetation Science* 3:429-438.
- Pacheco, J. G. Ceballos y R. List. 1999-2000. Los mamíferos de la región de Janos, Casas Grandes, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4:69-83.
- Price, M. 1978. The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology* 59:910-921.
- Price, M. y N. Waser. 1984. On the relative abundance of species post fire changes in a coastal sage shrub rodent community. *Ecology* 65:1161-1169.
- Riojas-López, M. E. 2006. Rodent communities in two natural and one cultivated "nopaleras" (*Opuntia* spp.) in northeastern Jalisco, Mexico. *Journal of Arid Environments* 67:428-435.
- Rosenzweig, M. L y J. Winakur. 1969. Population ecology of desert rodent communities: habitat and environment complexity. *Ecology* 50:558-572.
- Rzedowski, J. 1955. Notas sobre la flora y la vegetación del estado de San Luis Potosí. 2. Estudio de diferencias florísticas y ecológicas condicionadas por ciertos tipos de sustrato geológico. *Ciencia (México)* 15:141-158.

- Spencer, S. R. y G. N. Cameron. 1982. *Reithrodontomys fulvescens*. Mammalian Species 174:1-7.
- Stapp, P. 2007. Rodent communities in active and inactive colonies of black-tailed prairie dogs in shortgrass steppe. *Journal of Mammalogy* 88:241-249.
- Windberg, L. A. 1998. Population trends and habitat associations of rodents in Southern Texas. *American Midland Naturalist* 140:153-160.
- Yeaton, R. I. y J. L. Flores-Flores. 2006. Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. *Acta Zoologica Mexicana n.s.* 22:107-130.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, cuarta edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 663 p. + apéndices.

## CAPÍTULO IV.

### NOTAS SOBRE LA ECOLOGÍA DE *POGONOMYRMEX DESERTORTUM* (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EN UN ZACATAL GIPSÓFILO Y UN MATORRAL ADYACENTE EN EL SUR DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

#### Resumen

Las hormigas del género *Pogonomyrmex* son importantes en zonas semiáridas por su actividad granívora y dispersora de semillas. Se estudió la densidad de hormigueros de *P. desertorum*, la preferencia de semillas por la misma especie, y la dependencia de hormigueros de la cercanía de especies arbustivas, en un pastizal sobre suelo gipsófilo y un matorral micrófilo adyacente en el sur del Desierto Chihuahuense. No hubo diferencias en la densidad entre ambos hábitats. Las hormigas prefirieron las semillas de *Lycium berlandieri*. Sin embargo, en el matorral micrófilo, aunque esta planta era la de mayor densidad (42% de densidad relativa), el 70% de los hormigueros tuvo como planta más cercana a *Larrea tridentata* (13% DR). Esto aparentemente es consecuencia de una distribución contagiosa de *L. berlandieri*. Nuestros resultados sugieren que las hormigas *P. desertorum* construyeron sus hormigueros en función de la distribución de los territorios, más que en función de plantas preferidas.

Palabras clave: Arbustos, densidad, hormiguero,

#### Abstract

During 2004 we studied ant-hills of *Pogonomyrmex desertorum* in a gypsophyllous grassland and an adjacent small-leaved scrubland in the southern

Chihuahuan Desert. There were no differences in the density of ant-hill between both habitats. The ants preferred the seeds of Berlandier Wolfberry (*Lycium berlandieri*). However, in the scrub habitat, although this plant had the highest density (42% relative density), 70% of ant-hills were near creosotebush, *Larrea tridentata* (13% RD). This is apparently a consequence of a grouped distribution of the first species. Our results suggest that *P. desertorum* built its ant-hills as a function of territory, rather than of preferred plant.

Keywords: Ant-hills, density, scrub.

#### 4.1 Introducción

Las hormigas, junto con los roedores y las aves son los principales consumidores de semillas en los desiertos de Norteamérica (Brown *et al.*, 1979; MacMahon *et al.*, 2000), en los que el género de hormiga más típico es *Pogonomyrmex*, conocidos comúnmente como cosechadores (MacMahon *et al.*, 2000).

Algunos estudios han reportado que las hormigas son actores importantes en los cambios de diversidad vegetal (Beattie y Culver, 1977), además de tener una importancia notable en la dispersión de semillas (Davidson y Morton, 1981) incluso en su depredación (Hobbs, 1985). Como consecuencia de sus actividades, estas hormigas son importantes en la formación de suelo y son capaces de alterar la estructura y dinámica de las comunidades vegetales (Rogers y Lavigne, 1974; Brown *et al.*, 1979; MacMahon *et al.*, 2000). Sin embargo, estas hormigas, en ocasiones, llegan a ser tan abundantes que son consideradas plaga (Kretzer y Cully, 2001). De hecho, se les ha considerado como perjudiciales para los pastizales y se les ha asociado con una condición pobre de los mismos (Kirkham y Fisser, 1972).

Con el fin de conocer mejor la ecología de esta especie de hormiga en el sur del Desierto Chihuahuense estudiamos algunos aspectos de su ecología en la zona de contacto entre un zacatal gipsófilo y un matorral micrófilo, en el norte del estado de San Luis Potosí. Esta localidad sustenta sólo una especie de hormiga cosechadora (*Pogonomyrmex desertortum*).

Las dos condiciones de hábitat son notablemente diferentes y sustentan diferentes especies de fauna silvestre, como roedores y hormigas. En la zona del zacatal existe una colonia de perritos llaneros (*Cynomys mexicanus*), pero la comunidad de roedores nocturnos es pobre, mientras que en la zona de matorral hay comunidades de roedores más complejas (Mellink y Madrigal, 1993, Luévano *et al.*, 2008). Es posible que estas diferencias en comunidades de roedores influyan en la densidad de los hormigueros debido a la posible competencia entre ambos gremios. Sí en el zacatal la comunidad de roedores es pobre podría haber mayor densidad de hormigueros; en cambio, en el matorral podría haber menor densidad de hormigas cosechadoras debido a la competencia con la comunidad de roedores más compleja. Por lo tanto, esta investigación tuvo por objetivos determinar si había diferencias en la abundancia y tamaño de los hormigueros en ambas zonas y si las hormigas preferían construir sus hormigueros en asociación con alguna especie particular de arbusto, además de obtener información inicial sobre la dieta y preferencias alimentarias de las hormigas.

#### 4.2 Materiales y métodos

Se desarrolló este estudio en áreas adyacentes de zacatal gipsófilo y matorral micrófilo en el Manantial, Vanegas, San Luis Potosí (24° 08' N y 100° 55' O). Los suelos del área son xerosoles gípsicos de origen aluvial (DETENAL, 1981), los que en una parte del terreno estaban expuestos y en otra, cubiertos por material calcáreo. En donde el sedimento gipsófilo estaba expuesto, el hábitat consistía en



un pastizal de *Bouteloua chasei* y *Muhlenbergia purpusii*, mientras que donde estaba cubierto por sedimentos calcáreos era un matorral micrófilo. La composición del matorral micrófilo variaba espacialmente. A lo largo de un arroyo temporal, donde los suelos eran más profundos, la comunidad vegetal estaba dominada por *Lycium berlandieri*, *Atriplex canescens*, *Koeberlinia spinosa* y *Ziziphus obtusifolia*. Aproximadamente a 100 metros del arroyo la comunidad estaba dominada por *Larrea tridentata* y había individuos aislados de *Yucca spp.*

En ambas comunidades había manchones de *Condalia mexicana*.

La precipitación anual promedio de 1980 a 2004 fue de 328 mm y la temperatura media de 17.6°C. Durante el 2004 la precipitación y temperatura medias fueron de 344.6 mm y 17.5°C, respectivamente. Las temperaturas mínimas y máximas registradas durante el año fueron -7°C, (diciembre) y 38°C (mayo); la temperatura máxima registrada durante la estimación del número de hormigueros fue de 35°C, correspondiente al mes de junio (datos de la Comisión Nacional del Agua, San Luis Potosí).

Se determinó la abundancia de hormigueros por medio de transectos paralelos de 125 mts<sup>2</sup> (25 x 5 m), con una separación entre transectos de 20 m. Para calcular el área de cada hormiguero se utilizó la fórmula  $(D^1 \times D^2) \times \pi/4$ , en la que:  $D^1$  y  $D^2$ , correspondían al diámetro mayor y menor del hormiguero, respectivamente, ortogonales entre sí. En febrero de 2004 examinamos 55 transectos en el pastizal. En junio de 2004 examinamos 80 transectos en el pastizal y 80 en el matorral micrófilo. Cada hormiguero se midió para determinar el área que ocupaba. En el matorral micrófilo, en junio, se determinó la especie del arbusto más cercano a cada hormiguero y la distancia entre ambos. En noviembre de 2006 obtuvimos las mismas medidas para 66 hormigueros en el área dominada por *L. berlandieri*.

Se identificaron los restos alimentarios depositados cerca de la entrada de 30 hormigueros para obtener una idea de la dieta las hormigas. Para conocer las

preferencias alimentarias de esta hormiga en la zona se realizó una prueba de cafetería en diez hormigueros, consistente en ofrecer semillas/frutos de las especies de arbusto más comunes en el área: *C. mexicana*, *L. tridentata*, *Ziziphus obtusifolia*, *Rhus microphylla* y frutos de *L. berlandieri*. Las semillas fueron colocadas dentro de rejillas o cajas de 20x20x10 cm, de malla metálica, que permitían el acceso de hormigas pero evitaban el de aves y roedores (Figura 1).

Dichas cajas contenían 10 semillas/frutos de cada especie de arbusto y se colocaron a dos metros con dirección norte de cada hormiguero, con la intención de ser consistente en su colocación. Se dejaron las cajas durante tres días consecutivos y cada día al amanecer y al atardecer se reponían las semillas/frutos desaparecidos.

El tamaño de los hormigueros en los dos hábitats, en junio de 2004, se comparó por medio de una prueba de Kruskal-Wallis. La distancia de los hormigueros al arbusto más cercano y el tamaño de los hormigueros se compararon para cada especie de arbusto por medio de análisis de varianza con una fuente de variación (Zar, 1999).

#### 4.3 Resultados

En los 55 transectos realizados en el pastizal en febrero hubo solamente tres hormigueros abandonados y uno con muy poca actividad, mientras que en el matorral no se observaron hormigueros activos (aunque no se realizaron transectos). En junio de 2004 hubo 34 hormigueros/ha en el pastizal y 33 hormigueros/ha en el matorral. En noviembre y diciembre de 2004 había hormigueros activos en ambos hábitats, aunque su densidad no se determinó. El tamaño promedio de los hormigueros en el verano de 2004 fue de 304.68 cm<sup>2</sup> ( $\pm 237.91$ , desviación típica; rango= 75.4-1256.6) en el pastizal y 224.36 cm<sup>2</sup> ( $\pm 180.99$ , 3.1-824.7) en el matorral, sin que estos valores fueran significativamente diferentes

( $p \leq 0.05$ , Kruskal-Wallis). En noviembre de 2006 los hormigueros en la zona de *L. berlandieri* promediaron 476.51 cm<sup>2</sup> ( $\pm 279.37$ , 78.54-1409).

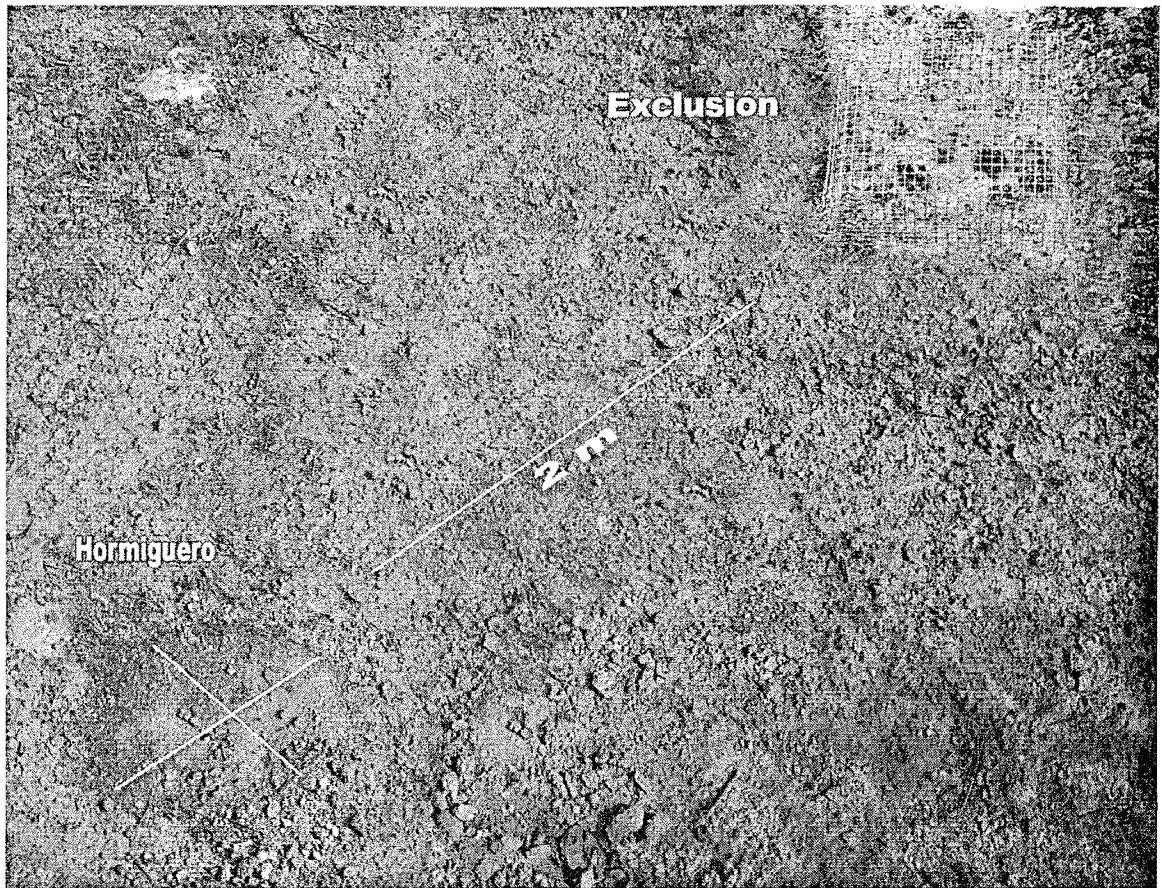


Figura 4.1. Hormiguero de *Pogonomyrmex desertorum* y posición de rejilla de exclusión de aves y mamíferos para una prueba de cafetería de semillas de arbustos. El Manantial, San Luis Potosí. 2004.

En el matorral, en el verano de 2004 el 70% de los hormigueros en los transectos tenía como planta más cercana a *L. tridentata* (Cuadro 1). En el área dominada por *L. berlandieri*, en noviembre de 2006 el 37.9% de los hormigueros tenía a *L. berlandieri* como su arbusto más cercano, mientras que el 22.7 % tuvo como arbusto más cercano a *L. tridentata*, el 21.2% a *A. canescens* y el 10.6 % a *Opuntia cantabrigiensis*. Los hormigueros restantes tenían como arbusto más cercano a

*Koeberlinia spinosa*, *Opuntia imbricata*, *R. microphylla* y *Z. obtusifolia*. En esta zona, no hubo diferencias significativas en la distancia al arbusto más cercano, ni el área del hormiguero en función de la especie más cercana de arbusto (solo se compararon *L. tridentata*, *A. canescens*, *L. berlandieri* y *O. cantabrigiensis*).

Durante mayo, junio y julio los depósitos de restos alimentarios de los hormigueros en ambas zonas contenían casi exclusivamente restos de *B. chasei* y *M. purpussii*, las dos especies de gramínea más abundantes en la zona. En contraste, 18 hormigueros examinados en noviembre y diciembre de 2004 en el matorral micrófilo tenían semillas o restos de semilla de *L. tridentata* y de *R. microphylla*, mientras que en 10 hormigueros examinados en el pastizal contenía semillas de una especie de la familia Brassicaceae e *Isocoma* sp. (Asteraceae).

No hubo remoción de semillas de las cajas puestas en el pastizal, mientras que hubo pocas en las del matorral (Cuadro 1). El propágulo más removido de las exclusiones fue el fruto de *Lycium berlandieri*, un fruto carnoso que tuvo  $11.53 (\pm 4.06, n=100)$  semillas pequeñas.

#### 4.4 Discusión

La presencia de hormigueros activos en verano y otoño, pero no en invierno, refleja una clara estacionalidad en el patrón de actividades de esta especie. Esto es congruente con lo encontrado para esta especie en otros sitios (Whitford, 1978b, MacMahon *et al.*, 2000). *P. desertorum* no exhibió preferencia por ninguno de los dos hábitats muestreados y la presencia o ausencia de arbustos no fue un factor determinante para el establecimiento de hormigueros, aunque mostró preferencia por especies de porte bajo, como gramíneas, herbáceas y *L. tridentata*.

*P. desertorum* es susceptible al pastoreo intenso, que puede tener un efecto negativo en su abundancia (Nash *et al.*, 2000). El área de estudio se ha pastoreado durante los últimos años aparentemente de manera intensa, en ambos hábitats,

debido a ello se podría pensar, que la densidad de hormigueros podría ser afectada.

La mayoría de los hormigueros en el matorral tenía como planta más cercana a *L. tridentata* (Cuadro 1), aunque este arbusto tuvo una densidad relativa de solo 12%, en contraste con *L. berlandieri*, cuya densidad fue de 42%. Ello sugeriría que *P. desertorum* prefiere estar cerca de la primera especie, más que de cualquier otra. Sin embargo, la distribución de las especies de arbustos, especialmente la de *L. berlandieri* es acentuadamente contagiosa y, más que una preferencia, los resultados reflejarían una repartición más uniforme del espacio por parte de las hormigas, quizás por defensa territorial.

En general, *P. desertorum* consume semillas de acuerdo con su abundancia en el suelo, aunque se ha reportado que prefieren las de zacates, cuando estos maduran (Whitford 1978a). En el matorral de El Manantial las hormigas prefirieron semillas de zacates en el verano, cuando estos ya habían madurado, pero en el otoño colectaron semillas de arbustos, reflejando la maduración de los propágulos de éstos y la ausencia de semillas de gramíneas. Por otra parte, entre los propágulos de arbustos, en la prueba de cafetería las hormigas prefirieron los de *L. berlandieri*, aunque la mayoría de los hormigueros no tenían acceso natural a ellos y las hormigas consumieron otras semillas de arbustos.

La prueba de cafetería produjo pocos resultados. Aparentemente el forrajeo por parte de las hormigas es muy azaroso y fácilmente pierden oportunidades cercanas. Sin embargo, los pocos resultados de esta prueba también puede haber sido consecuencia de una alta disponibilidad de semillas en el medio natural, con lo cual las ofrecidas en la prueba tenían poca probabilidad de ser detectadas.

Cuadro 4.1. Densidad relativa de arbustos, porcentaje de hormigueros de *Pogonomyrmex desertorum* relacionados con su arbusto más cercano y semillas de arbusto removidas por las hormigas en una prueba de cafetería. El Manatíal, San Luis Potosí. 2004.

Especie de arbusto	Densidad relativa	% de hormigueros para los que era la planta más cercana	Número promedio de semillas removidas por hormigas en una prueba de cafetería
<i>Lycium berlandieri</i>	41.89	12	1.6
<i>Condalia mexicana</i>	13.54	3	0.7
<i>Larrea tridentina</i>	12.9	70	0.4
<i>Opuntia cantabrigiensis</i>	10.91	6	-
<i>Rhus microphylla</i>	7.73	3	0
<i>O. imbricata</i>	6.31	0	-
<i>Yucca sp.</i>	4.11	0	-
<i>Atriplex canescens</i>	2.19	6	-
<i>O. leptocaulis</i>	0.28	0	-
<i>Koeberlinia spinosa</i>	0.14	0	-
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	<0.01	0	0

Nuestro estudio permite concluir que las hormigas *P. desertorum* en El Manantíal parecen construir sus hormigueros en función de territorios, como lo sugiere su cercanía a *L. tridentata*, más que en función de plantas preferidas, a juzgar por la prueba de cafetería. En este proceso, no hay una disminución en el número de hormigueros si la planta preferida, o incluso los arbustos en general, están

ausentes, como lo demuestra la abundancia de hormigueros en el pastizal. La dieta de esta especie de hormiga fue oportunista.

#### 4.5 Literatura citada

Beatie, A. J. y D. C. Culver. (1977). Effects of the Mound nest of the ant *Formica obscuripes* on the surrounding vegetation. *American Midland Naturalist* **97**: 390-399.

Brown, J. H. y D. W. Davison. (1977). Competition between seed-eating rodents and ant in desert ecosystems. *Science* **196**: 880-882.

Brown, J. H., D. W. Davidson y O. J. Reichman. (1979). An experimental study of competition between seed-eating desert rodents and ants. *American Zoology* **9**: 1129-1143.

Brown, J. H., O. J. Reichman y D. W. Davidson. (1979). Granivory in desert ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 201-227.

Davidson, D. W. y S. R. Morton. (1981). Competition for dispersal in ant-dispersed plants. *Science* **213**: 1259-1261.

Dirección de Estudios del Territorio Nacional. (1981). Atlas Nacional del Medio Físico de los Estados Unidos Mexicanos. DETENAL. México, D.F.

Hobbs, R. J. (1985). Harvester ant foraging and plant species distribution in annual grassland. *Oecologia* **67**: 519-523.

Kirkham, D. R. y H. G. Fisser. (1972). Rangeland relations and harvester ants in northcentral Wyoming (*Pogonomyrmex owyhee*). *Journal of Range Management* **25**: 55-60.

Kretzer, J. E. y J. F. Cully Jr. (2001). Prairie dogs effects on harvester ant species diversity and density. *Journal of Range Management* **54**: 11-14.

- MacMahon, J. A., J. F. Mull y T. O. Crist. (2000). Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): Their community and Ecosystem influences. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**: 265-291.
- Mellink, E. y H. Madrigal. (1993). Ecology of mexican prairie dogs, *Cynomys mexicanus*, in El Manantial, northeastern Mexico. *Journal of Mammalogy* **74**: 631-636.
- Mull, J. F. y J. A. McMahon. (1996). Factors determining the spatial variability of seed densities in a shrub-steppe ecosystem: the role of harvester ants. *Journal of Arid Environments* **32**: 181-192.
- Nash, M. S., W. G. Whitford., J. Van Zee y K.M. Havstad. (2000). Ant (Hymenoptera: Formicidae) responses to environmental stressors in the Northern Chihuahuan desert. *Environmental Entomology* **29**: 200-206.
- Rissing, S. W. (1986). Indirect effects granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nests. *Oecologia* **68**: 231-234.
- Rogers, L. E. y R. J. Lavigne. (1974). Environmental effects of western harvester ants on the shortgrass plains ecosystem. *Environmental Entomology* **3**: 994-997.
- Whitford, W. G. (1978a). Foraging in seed-harvester ants *Pogonomyrmex* spp. *Ecology* **59**:185-189.
- \_\_\_\_\_. (1978b). Structure and seasonal activity of Chihuahua desert ant communities. *Insectes Sociaux* **25**: 79-83.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. 4ta ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, U.S.A.



## CAPÍTULO V.

### ROEDORES Y LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN

#### 5.1 Introducción

En ambientes áridos, los factores físicos del suelo condicionan en gran medida la composición de comunidades vegetales (Meyer *et al.*, 1992; Guo *et al.*, 1995). De hecho en la ecuación de Jenny (1941), la vegetación es uno de los factores que influyen en el desarrollo del suelo. Aunque en realidad se establece una retroalimentación positiva entre ambos elementos (Ehrenfeld, *et al.*, 2005). Las plantas modifican los atributos biológicos y físico-químicos del suelo, propiciando procesos que modifican a su vez la diversidad, la sucesión y la invasión de plantas.

Los suelos y patrones de vegetación asociados que se observan en suelos derivados de yeso, son interesantes porque el factor edáfico, junto con la escasez de agua, parecen ser decisivos en los atributos de la comunidad vegetal (Meyer *et al.*, 1992).

Las comunidades gipsófilas del norte de San Luis Potosí se caracterizan porque las principales especies vegetales presentes en el yeso expuesto son los zacates gipsófilos perennes y endémicos, *Muhlenbergia purpusii* y *Bouteloua chasei* (Rzedowski, 1955). La entrada de arbustos a los pastizales yesosos hipotéticamente, está relacionada con la presencia de material aluvial procedente de las áreas calcáreas circundantes. En los sitios con sustrato gípsico y cubierto por material aluvial calcáreo, aparecen matorrales micrófilos conformados por especies incapaces de sobrevivir sobre el yeso expuesto (Meyer *et al.*, 1992). Los factores edáficos son condicionantes importantes de la comunidad vegetal, pero existen factores antropógenos que afectan la composición de esas comunidades. Un factor muy común en zonas áridas y semiáridas, incluyendo las del centro-norte de

México, es el sobrepastoreo por herbívoros domesticados. La combinación del pastoreo por ganado doméstico con herbívoros silvestres, puede causar cambios drásticos en la estructura de la vegetación (Fleischner, 1994; Archer, 1995). Cuando se afectan la estructura y composición de la vegetación como resultado del pastoreo, o cualquier tipo de disturbio, también se afecta la abundancia y riqueza específica de la fauna (Mellink y Valenzuela, 1992, 1995).

Se ha mencionado que la composición de los zacatales de suelos gipsófilos es estable aún bajo condiciones de sobrepastoreo (Meyer y García-Moya, 1989). Sin embargo, y en contraste, Yeaton y Flores (2006) señalan que el pastizal desértico en la región de El Manantial se ha perdido en un 38 % debido a la invasión de diferentes especies de arbustivas en el periodo de 1965-1999. Las causas de esta invasión no están claras. Mellink (1989) propuso que cambios de este tipo de vegetación derivaban del aporte de materiales calcáreos, debido a la destrucción de la costra de criptógamas por pastoreo en zonas más altas. Otra posibilidad es la dinámica natural de sucesión causada por roedores. La comprensión de los papeles que juegan esas especies permitirá conocer mejor el funcionamiento ecológico de esta zona, que puede ser muy importante para su recuperación (*sensu* Davidson y Lightfoot, 2006) o conservación.

El capítulo presente aborda la posibilidad de que los roedores y sus depredadores terrestres puedan provocar la mortalidad de unas plantas y el establecimiento de otras, con lo cual se crean dos tipos de parches, uno con algún estadio de sucesión secundaria y otro sin disturbio (Fields *et al.*, 1999).

Como ejemplo de efectos de los roedores sobre la vegetación, los perritos llaneros (*Cynomys* spp.) y las ratas canguro (*Dipodomys* spp.), se consideran clave en la transformación de algunos pastizales desérticos (Weltzin, 1997; Coppock *et al.*, 1983).

Los perritos crean sistemas de túneles con lo cual modifican el suelo y su hidrología, y son grandes consumidores de gramíneas y herbáceas. Esto puede crear condiciones para que otras especies vegetales se establezcan propiciando parches con diferentes especies.

Las ratas canguro crean madrigueras en forma de montículos y cosechan selectivamente las semillas disponibles, mismas que almacenan dentro y cerca de sus madrigueras (Davidson y Lightfoot, 2006). Además, ocasionan pequeños disturbios que pueden afectar la estructura de la vegetación a diferentes escalas (Heske *et al.*, 1993; Guo, 1996). Debido a la construcción de sus madrigueras, estos organismos hacen una remoción de suelo a tal grado que en el complejo Janos-Nuevo Casas Grandes (Hábitat de *Cynomys ludovicianus*) llegan a remover 326 000 ton de suelo (Ceballos *et al.*, 1999), creando condiciones diferentes entre su madriguera y el hábitat que las rodea (Guo, 1996).

Jones *et al.* (1994), consideran a ambas especies como ingenieros del ecosistema, por el efecto que tienen sobre las comunidades vegetales.

Localmente ¿Cómo pueden afectar los roedores nocturnos a la dinámica de la vegetación de El Manantial? Los roedores alteran la estructura de la vegetación presente al consumir una gran cantidad de semillas, por lo cual a los heterómidos se les ha considerado principalmente granívoros. Sin embargo, Kerley *et al.* (1997) encontraron cortadas grandes cantidades de tallos frescos de diferentes especies de gramíneas por heterómidos, por lo cual también se les ha denominado graminívoros. Flake (1973) encontró en la dieta la presencia de hierbas y gramíneas durante todo el año, aunque en menor porcentaje que las semillas. En nuestras observaciones de campo, accidentalmente encontramos un "caché" (depósito) de hierba fresca al parecer de una crucífera, coincidiendo con los autores antes mencionados en que la rata canguro consume materia vegetal y no solamente semillas. Reichman (1975) refiere que del total de semillas consumidas, sólo el 7.5

% pertenecen a gramíneas; en tanto Flake (1973), refirió que la dieta de semillas consumidas por la rata canguro en un pastizal de Colorado, varió entre un 55 y un 93 %, dependiendo de la época del año.

Considerando a las ratas canguro como granívoros y graminívoros aún queda la pregunta de ¿Cómo puede afectar la comunidad de roedores nocturnos a la vegetación de El Manantial? Considerando solo la granivoría y los disturbios en el suelo, Brown y Heske (1990) y Heske et.al (1993) mencionan que pueden afectar la diversidad y densidad de los pastizales en las regiones áridas y semiáridas. Uno de los aspectos que ha recibido mucha atención es el papel de la rata canguro como granívoro y sobre todo la consecuencia que trae a las comunidades de roedores y a las comunidades vegetales desérticas. (Brown *et al.*, 1979). Al ser graminívoros estos roedores consumen grandes cantidades de biomasa, que puede llegar a ser entre el 3.6 y el 7 % de de pastizales desérticos (Kerley et al, 1997).

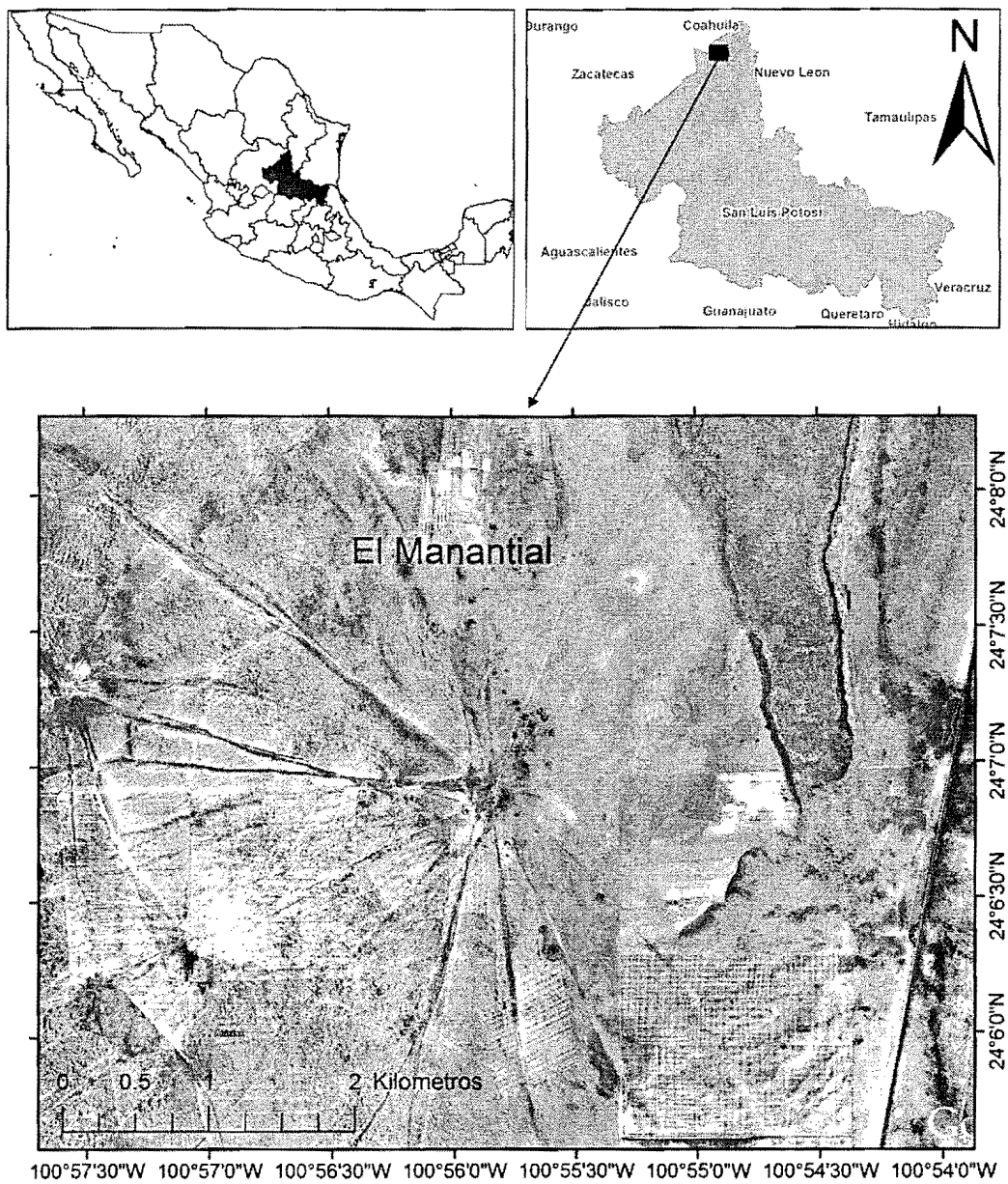
Los roedores intervienen, por un lado, en la dispersión y depredación de semillas alterando de alguna manera la estructura de la vegetación (Mun y Whitford, 1990).

Por otro lado, al ser significativamente graminívoros y consumir los renuevos, afectan la producción de semillas de las gramíneas y seguramente de los arbustos, sin embargo, con la acción de cortar los renuevos, promueven el fortalecimiento, crecimiento y floración de gramíneas, al dejar caer material vegetal al suelo y aumentar así el contenido de nitrógeno (Kerley et al, 1997). El viento arrastra suelo y otro tipo de material vegetal que junto con el dejado en el suelo, puede ser una excelente cama para una posible germinación de diferentes semillas y crear lo que García-Moya y McKell (1970) señalan como islas de fertilidad. Una afectación más sobre la vegetación, que en este caso puede ser positiva, es el incremento en el número de especies vegetales cerca del disturbio provocado por la rata canguro (Guo, 1996). Las ratas canguro tienen una influencia en el aumento de hierbas y en

la disminución de zacates (Schooley *et al.*, 2000). Además, al construir sus madrigueras alteran la heterogeneidad espacial de los nutrientes, la textura y la humedad del suelo en la propia madriguera y en sus inmediaciones (Mun y Whitford, 1990; Whitford y Kay, 1999).

En El Manantial (Figura 1) la comunidad de roedores nocturnos en su borde oriental está compuesta por 12 especies (Luévano *et al.*, 2008). Así, podemos suponer que cada una de estas especies juega un papel en la estructura de la comunidad y en los procesos del ecosistema (Paine, 1969; Whitford y Kay, 1999), aunque esto no se ha evaluado. El presente trabajo gira alrededor de la pregunta ¿cuál es la asociación entre los procesos de la vegetación y los disturbios que realizan los roedores nocturnos, el perrito llanero y la tuza (*Cratogeomys goldmani*), en noroeste de San Luis Potosí? Para ello fijamos los siguientes objetivos:

- a) Cuantificar el número de hoyos, área y riqueza de especies de arbustos presentes en diferentes madrigueras, ya sean de perritos o de rata canguro, abandonadas en el matorral.
- b) Evaluar la preferencia por semillas de cinco especies leñosas por las especies de roedores nocturnos.
- c) Establecer la relación entre las diferentes especies de arbustos, con el disturbio de la tuza y del perrito en la interfase del matorral y colonia de perritos de la pradera.
- d) Ejemplificar, por medio de trampas visitadas, la preferencia de hábitat de los diferentes gremios de roedores nocturnos.



Información  
 IPICYT

Figura 5.1. Localización del área de estudio.

## 5.2. Métodos

El borde oriental de la colonia de perritos llaneros es una zona invadida por arbustos, en donde existe evidencia de madrigueras abandonadas de perrito y otras madrigueras, al parecer de rata canguro y/o tejón (*Taxidea taxus*), que están activas (Figura 5. 2).



Figura 5.2. Madriguera de rata canguro *Dipodomys nelsoni*.

Se localizaron dos secciones dentro del área de estudio con diferente patrón sucesional para encontrar la relación entre la actividad de los roedores y la vegetación (Figura 5. 3) y que contenían madrigueras, una con sucesión temprana ( $n = 15$ ) se ubicó en la vecindad de la colonia de *Cynomys mexicanus* y otra tardía ( $n = 21$ ) alejada de ella. Se midió el tamaño de las madrigueras tomando dos medidas perpendiculares entre sí, para luego aplicar la fórmula de la elipse o el círculo en la

estimación del área respectiva. Además, en las madrigueras muestreadas se contaron los hoyos presentes; la entrada libre de residuos vegetales o telarañas indicaba que había cierta actividad en ellas.

Obtuvimos el número de especies, diversidad y número de individuos de las diferentes especies vegetales presentes sobre las madrigueras. La hipótesis es que el tamaño del manchón, la actividad de roedores nocturnos (estimada por el número de entradas de madriguera), las plantas y especies de arbustos, la diversidad (Shannon – Weaver) y la cantidad de individuos de dos de las especies iniciadoras de la sucesión temprana (*Larrea tridentata* y *Lycium berlandieri*) será distinta en ambas secciones. La comparación estadística de estas variables se hizo mediante la prueba no paramétrica de Kruskal - Wallis o la de Mood cuando se presentaron valores aberrantes en la variable. Esto fue así debido al incumplimiento de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza en los datos. El nivel de significación usado es de 0.05.

Hicimos una correlación entre la diversidad vegetal y el número de hoyos presentes en cada madriguera. Por medio de 10 cuadros de 10 x 10 m se caracterizó la vegetación y dentro de ellos se obtuvo la diversidad de los manchones presentes por medio del índice de Shannon-Weaver. Los límites de un manchón fueron establecidos con el siguiente razonamiento: cuando las ramas entre un manchón y otro no se tocaban de tal forma que permitía el paso libre de una persona fue considerado manchón independiente.

Para evaluar la preferencia de los roedores nocturnos por las cinco especies de arbustos más abundantes, se llevó a cabo un experimento de cafetería que consistió en ofrecer grupos de 50 semillas, 10 por cada especie de arbusto, los cuales se colocaron en la cuadrícula de las trampas Sherman, un total de 6 grupos de semillas por parcela (300 semillas por parcela x 3 parcelas) excepto la parcela denominada Arroyo (Ver capítulo III) de esta tesis. El grupo de semillas se puso al



atardecer para evitar el consumo de aves y hormigas y lo revisamos temprano en la mañana. Se anotó el número y especie de semillas que fueron removidas.

Para determinar con mayor exactitud la especie de roedor nocturno que potencialmente podía incidir (dispersar o depredar) en las semillas de los arbustos, se capturó un individuo *Dipodomys merriami* y uno de *D. nelsoni*, ambas denominadas ratas canguro (Figura 5.3), además de *Perognathus flavus* y *Peromyscus truei*. Estos individuos se tuvieron en cautiverio durante tres días en cajas de plástico de 15 x 15 cms. y se les ofrecieron los mismos grupos de semillas que en el experimento anterior, excepto semillas de *C. mexicana* debido a la escasa producción que tuvo en el año de estudio (2004), para conocer sus preferencias. En cada caja se pusieron 40 semillas, correspondiendo 10 de ellas a cada especie de arbusto.

Diariamente se cuantificó y determinó el estado de las semillas y se repusieron las que habían sufrido un daño. Las semillas con daño aparente se pusieron a germinar en cajas de petri con algodón húmedo.

Luévano *et al.* (2008), identificaron en su área de estudio dos familias de roedores, con las cuales configuramos inicialmente dos gremios, uno perteneciente a la familia Heteromyidae y otro a la Muridae. Sin embargo, dentro de la primera familia se tiene a los de locomoción bípeda y cuadrúpeda, quedando finalmente tres gremios: bípedos (*Chaetodipus nelsoni*, *C. penicillatus* y *Perognathus flavus*), cuadrúpedos (*Dipodomys merriami*, *D. ordii* y *D. nelsoni*), múridos (*Reithrodontomys fulvescens*, *Peromyscus truei*, *P. eremicus*, *P. maniculatus*, *Neotoma albigula* y *Sigmodon hispidus*). Los datos considerados en este capítulo son los obtenidos por los autores arriba mencionados. Debido a que las trampas tuvieron una misma ubicación y orientación durante todo el estudio, se pudo conocer cuáles trampas fueron las más visitadas, cuáles fueron las especies visitantes y con qué frecuencia realizan las visitas. Para darnos una idea del uso de hábitat en cada parcela, se usó el programa

Minitab 14 con el cual se crearon las graficas que nos dieron una imagen visual de donde se concentró cada gremio.



Figura 5.3. Rata canguro en cautiverio.

La actividad de las diferentes especies de roedores crea diferentes disturbios; con el objetivo de asociar el disturbio con el establecimiento de plántulas de diferentes especies de arbustos, se recorrió aproximadamente un kilómetro de longitud en la interfase de la colonia de perritos y el matorral, de forma aleatoria se hicieron 100 registros de las especies de arbustos *Lycium berlandieri* y *Larrea tridentata* y se anotó donde estaban establecidas, esto es en disturbio de la tuza o perrito, o en área abierta (sin disturbio).

### 5.3. Resultados

Se midieron y evaluaron un total de 36 madrigueras, 15 en la sección serial inicial temprana y 21 en la intermedia (Figura 5.4). El total de arbustos encontrados sobre las madrigueras fue de 731 los cuales pertenecieron a 10 especies, con una

media de 3.75 especies por madriguera, una desviación estándar de la media de 0.180 y una desviación estándar de 1.079.

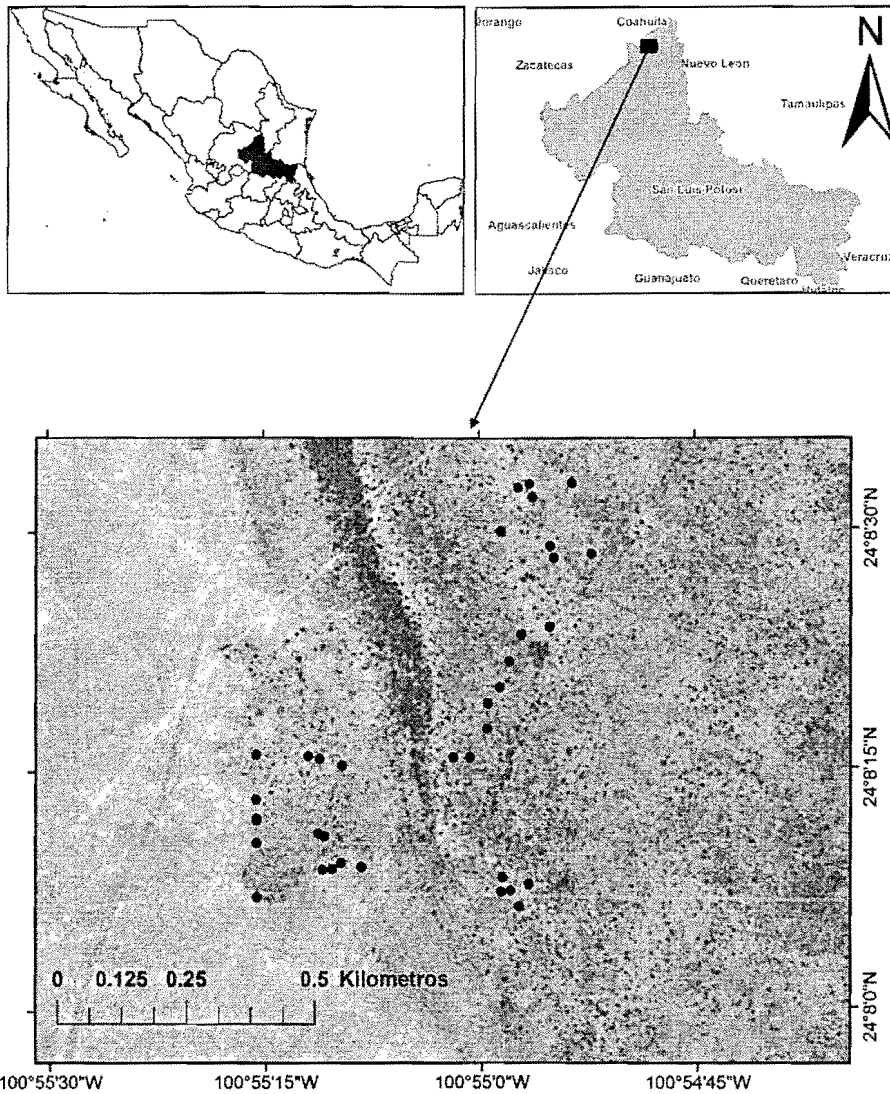


Figura 5.4. Localización de las madrigueras en el área invadida por arbustos.

*Lycium berlandieri* fue el arbusto más abundante (346 individuos), con un promedio de 9.6 individuos por madriguera, *Rhus microphylla* y *Larrea tridentata* le siguen en abundancia con 162 y 13, respectivamente.

El tamaño de los manchones de arbustos fue mayor en la sección serial intermedia (Cuadro 5. 1), pero no fue diferente estadísticamente de la zona serial inicial. Para este último atributo se espera que conforme transcurre la sucesión, la abundancia de *Larrea tridentata* disminuya. No obstante en la sección denominada intermedia, aumenta la abundancia de esta especie en los manchones de arbustos. Un indicador de que sí son fases seriales distintas es que la abundancia de *L.berlandieri*, sí aumenta significativamente, lo mismo que la cantidad total de arbustos, pero las evidencias de actividad de roedores indican una disminución. Los roedores se ven afectados por el incremento de los arbustos en los manchones.

En las madrigueras muestreadas encontramos diez especies vegetales representadas por diferente número de individuos en cada una de ellas (Figura 5.5). Del total de madrigueras el 7.7% tuvo dos hoyos o entradas posiblemente usadas por algún roedor del género *Dipodomys* (Ratas canguro). Las madrigueras presentaron en su mayoría dos y tres entradas con un porcentaje de 19.2 y 23.1 % respectivamente (Cuadro 2). Diez de las madrigueras no presentaron hoyos o entradas, sin embargo, todas las madrigueras muestreadas presentaron al menos un arbusto.

Los montículos de tierra fueron evidencia inequívoca de alguna madriguera abandonada, generalmente de perrito de la pradera. Estas madrigueras pueden ser utilizadas por otros animales, entre los cuales encontramos a la rata canguro y ocasionalmente al tejón, conocido por las marcas dejadas por sus garras al cavar la madriguera).

Cuadro 5.1. Atributos de las secciones seriales iniciales e intermedias, aledañas a la colonia de perritos llaneros del Manantial.

Sección	Tamaño	Hoyos	Arbustos	# Spp.	Diver.	<i>Larrea</i>	<i>Lycium</i>
Serial inicial	12.4 ( $\pm 3.2$ )	4.5 ( $\pm 0.8$ )	13.9 ( $\pm 3.5$ )	3.6 ( $\pm 0.30$ )	0.44 ( $\pm 0.035$ )	2.69 ( $\pm 0.6$ )	5.6 ( $\pm 1.52$ )
Serial intermedia	21.31 ( $\pm 5.0$ )	2.6 ( $\pm 0.8$ )	25.5 ( $\pm 3.7$ )	3.9 ( $\pm 0.23$ )	0.44 ( $\pm 0.032$ )	4.4 ( $\pm 1.2$ )	12.8 ( $\pm 3.03$ )
$\alpha$	ns	0.019	< 0.01	Ns	ns	ns	< 0.05

Diez de las madrigueras no presentaron hoyos, pero sí presentaron especies arbustivas establecidas en ellas. El mayor número de hoyos fue 14.

Supusimos que el número de hoyos presentes en las madrigueras, indica una mayor actividad de roedores con lo cual las condiciones sobre y cerca de la madriguera cambian, teniendo una mayor riqueza de especies. Este mosaico de disturbio, creado por la presencia de diferentes especies sobre las madrigueras mantiene la diversidad de hábitat en las diferentes comunidades vegetales (Denslow, 1980).

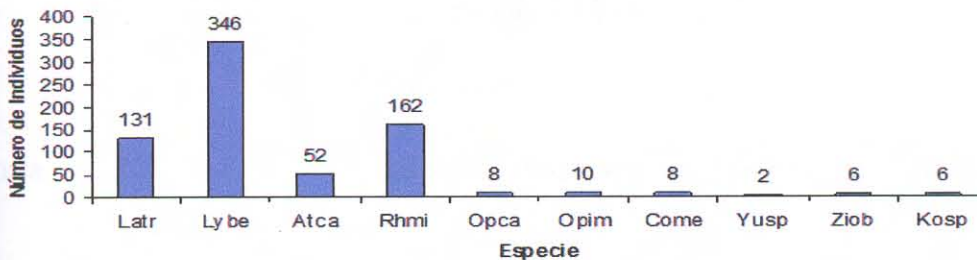


Figura 5.5. Total de individuos de los diferentes arbustos presentes en las madrigueras abandonadas de El Manantial, S. L. P.

La diversidad de arbustos sobre las madrigueras no está explicada por la cantidad de hoyos presentes en las mismas ( $r^2 = 0.003$  (o aproximadamente el 0.3 %)). Lo anterior implica que el 99.7 % de la diversidad de arbustos está explicado por otros factores. El área tampoco explica la diversidad de arbustos ( $r^2 = 0.055$  (5.5 %)).

La Figura 5.6 compara los índices de diversidad entre las madrigueras y los manchones. El Cuadro 2 demuestra lo anterior, en donde una madriguera con cero hoyos tuvo una diversidad de 0.6159 en tanto la madriguera con 14 hoyos tuvo una diversidad menor con un valor de 0.537. Así, podemos inferir que el disturbio inicial de la madriguera crea las condiciones para el establecimiento de ciertas especies de arbustos y que no existe una relación directa con el número de hoyos ni con la superficie de las madrigueras superiores a 30 m<sup>2</sup>.

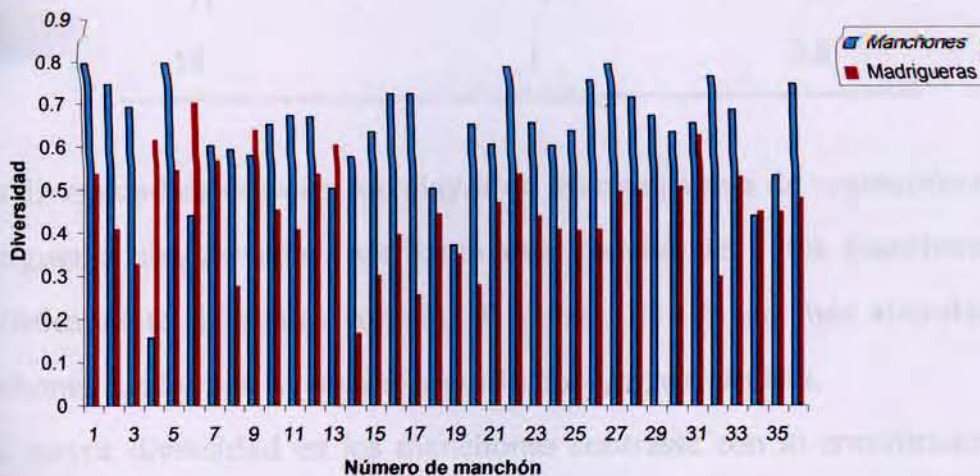


Figura 5.6. Índices de diversidad sobre manchones y madrigueras de perrito o rata canguro.

Cuadro 5.2. Frecuencia y porcentaje de los hoyos presentes en las madrigueras muestreadas en El Manantial.

No. de Hoyos	Frecuencia	Porcentaje
1	2	7.7
2	5	19.2
3	6	23.1
4	1	3.8
5	4	15.4
6	2	7.7
7	1	3.8
8	2	7.7
10	1	3.8
11	1	3.8
14	1	3.8

La diversidad de especies fue mayor en los manchones de vegetación que en las madrigueras abandonadas. Mediante una prueba de t, los manchones fueron estadísticamente diferentes con una  $P < 0.01$ . El arbusto más abundante en los manchones fue *Lycium berlandieri* seguido por *Larrea tridentata*.

La mayor diversidad en los manchones contrasta con lo encontrado por Guo (1996), quien menciona que la riqueza de especies vegetales es mayor cerca de las madrigueras que entre las madrigueras.

Las madrigueras de las ratas canguro encontradas en El Manantial son más pequeñas (alturas que no llegan a los 50 cm. y diámetros menores a dos metros) que las referidas en otras regiones áridas y semiáridas donde realizan madrigueras, con alturas hasta de un metro y diámetros entre 1.5 a 4.5 mts. (Van der Wall, 1990).

Sin embargo, al parecer tienen el mismo efecto en las comunidades vegetales, ya que se estima que hay un individuo por hectárea y un individuo por madriguera (Best, 1988).

El experimento de roedores cautivos de diferentes individuos, al igual que las semillas ofrecidas, dio a conocer cuales semillas fueron las preferidas por las dos especies de rata canguro, el múrido y el ratón heterómido más pequeño (*Perognathus flavus*). El experimento de cafetería sólo fue ofrecido durante el período de julio del 2004.

Del grupo de semillas ofrecidas a *D. merriami*, y *D. nelsoni*, las semillas de *Z. obtusifolia* fueron las preferidas según las marcas dejadas en el endocarpio, sin embargo, ninguna de ellas sufrió un daño aparente.

El total de semillas ofrecidas en el campo dentro de las tres parcelas fue de 900. Sólo se evaluó el efecto de los roedores la primera noche, en las dos restantes fue suspendido el experimento por falta de semillas. Durante la única noche, las semillas removidas en las tres parcelas fueron 69, que corresponde al 7.67 %. En el Matorral 1, así como en las otras dos parcelas (Ver capítulo III), se ofrecieron 300 semillas de los diferentes arbustos, de estas se removieron 34, equivalente al 11.3%, correspondiendo a *L. tridentata*, *C. mexicana*, *Z. obtusifolia* y *R. microphylla* con 18 (6%), 2 (0.7 %), 9 (3%) y 5 (1.7 %) respectivamente. En el Matorral 2, las semillas removidas correspondieron doce a *L. tridentata* (4 %), una a *C. mexicana* (0.3%), siete a *Z. obtusifolia*, (2.3 %) y tres a *R. microphylla* (1%), en esta parcela además removieron una de *L. berlandieri* (0.3%).

En la parcela denominada colonia, sólo fueron removidas 11 de *L. tridentata*, o sea el 3.7 % de las semillas ofrecidas. El total para las tres parcelas fueron 69 semillas removidas, en el Matorral 1 se removió el 49.28%, en el Matorral 2 fue el 34.78 % y finalmente en la colonia se removió el 15.94 %.



Los resultados en cuanto a los roedores cautivos a los que se les ofreció las semillas fueron los siguientes: en este experimento de cafetería sólo se les ofrecieron semillas de cuatro de las especies de arbustos, *L. tridentata*, *Z. obtusifolia*, *L. berlandieri* y *R. microphylla*, las semillas faltantes en esta parte del experimento fueron las de *C. mexicana* debido a la escasa presencia de semillas. Las semillas ofrecidas fueron cuarenta, con el reemplazo diario de las faltantes.

Las semillas más consumidas después de los tres días, fueron las de *Z. obtusifolia* seguidas de las de *R. microphylla*. Las semillas en general no sufrían un gran daño aparente, las de la garrapata (*Z. obtusifolia*) que tenían un endocarpio más grueso eran las primeras que empezaban a mordisquear y en ocasiones llegaban a dejar huellas sobre la semilla propiamente dicha (Figura 5.7).

Las semillas que mostraron un "daño" aparente por *Chaetodipus penicillatus* fueron diez, de las cuales siete germinaron (Figura 5.8A), y tres por *Peromyscus truei*, de las cuales dos germinaron (Figura 5.8B). Las semillas que no mostraron daño aparente también se pusieron a germinar, sin éxito (Figura 5.9).

*P. truei* dañó en un grado mayor a las semillas de *R. microphylla*, tal vez tienen una semilla más blanda que la garrapata (*Z. obtusifolia*) y sean depredadas (Figura 5.10).

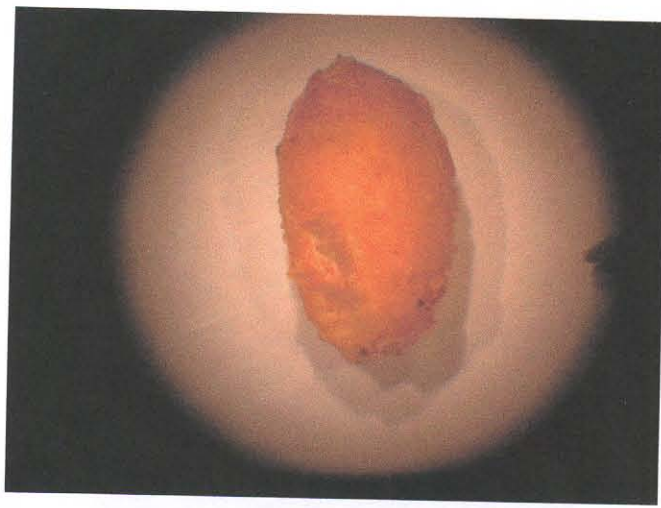


Figura 5.7. Semilla de *Ziziphus obtusifolia* con marca evidente de los incisivos de *C. penicillatus*.



Figura 5.8. Germinación de semillas después del daño provocado por A) *C. penicillatus* y B) *P. truei*.



Figura 5.9. Semillas de *Z. obtusifolia* sin éxito de germinación.

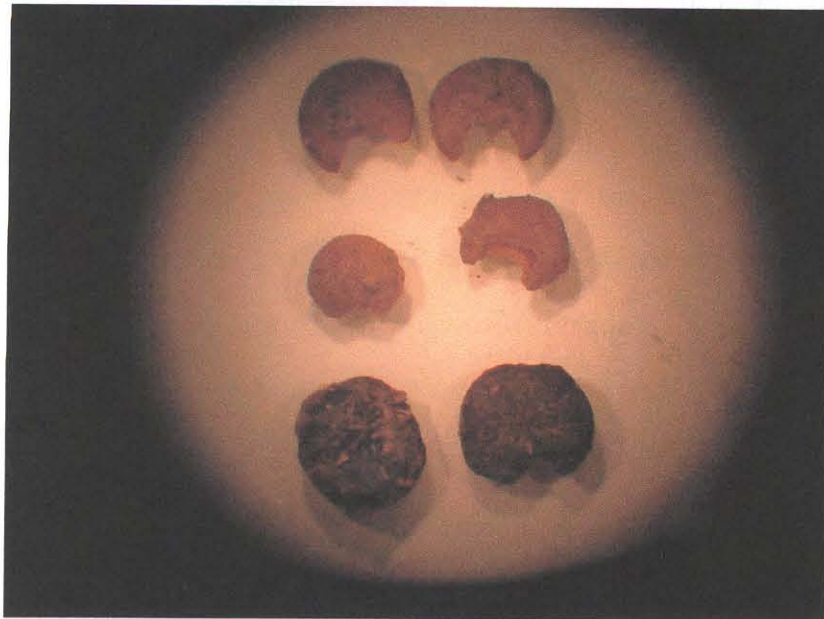


Figura 5.10. Semillas de *Rhus microphylla* con daño causado por *Peromyscus truei*.

Respecto al establecimiento de las especies arbustivas en esta región se formuló la siguiente pregunta: ¿Es necesario algún tipo de disturbio como el ocasionado por los perritos o las tuzas para que las especies de arbustivas se establezcan? Para ello y como resultado del recorrido aleatorio por el lindero oriental de la colonia de

perritos, la distancia del recorrido fue de aproximadamente un kilómetro en la interfase colonia-matorral. Las especies más abundantes en dicho borde o lindero fueron *L. tridentata* y *L. berlandieri*, de las cuales se registraron 51 y 34 individuos, respectivamente.

Para cada caso se registró también el tipo de sitio de establecimiento, ya sea con disturbio (madriguera de tuza o perrito) o en área abierta (sin disturbio). Los resultados que se obtuvieron se muestran en el Cuadro 5. 3. Con un análisis de contingencia para las dos categorías de sitio de establecimiento y las cuatro especies, se concluye que no es independiente ( $P < 0.05$ ) la especie del sitio de establecimiento. Esto se debe al patrón de establecimiento de las especies menos abundantes. Se observaron más plantas de *R. microphylla* y de *L. berlandieri* en la categoría de disturbio que las esperadas por azar y con relación a las observadas en áreas abiertas. Esto indica que ambas especies se establecen con más frecuencia en los sitios con disturbio que lo que se esperaría por un proceso aleatorio. Sin embargo, *Condalia mexicana* y *L. tridentata* no presentan diferencias en su patrón de establecimiento para las dos categorías de sitio consideradas. De los casos censados en este recorrido del lindero se encontraron 22 madrigueras de perrito abandonadas con colonización de arbustos (siete colonizadas por *C. mexicana*, 10 por *L. tridentata*, una por *L. berlandieri* y tres por *R. microphylla*). Del total de manchones encontrados (11), siete (63%) se hallaron en madrigueras de perrito llanero abandonadas. En las nueve áreas con disturbio de la tuza que presentaron colonización de plantas, ocho estuvieron ocupadas por *L. tridentata* y solo un caso con *R. microphylla*. Este tipo de disturbio favorece más a *L. tridentata* que a las otras especies.

El recorrido por el borde donde llevamos a cabo el muestro nos llevó a la siguiente pregunta: ¿Existen diferencias entre las especies en cuanto a su patrón de ocurrencia en manchones respecto a plantas aisladas en el lindero?

Los datos obtenidos se presentan en el Cuadro 5.4. Se observaron muy pocos individuos aislados de *R. microphylla* y *L. berlandieri*, por lo que es poco confiable hacer un análisis de tabla de contingencia (prueba de Ji cuadrada) incluyendo estas especies como criterios de la clasificación.

Cuadro 5.3. Localización y frecuencia de arbustos, en el borde de la interfase colonia-matorral.

Especie	Espacio		
	Disturbio	Abierto	Total
<i>Condalia mexicana</i>	11	23	34
<i>Larrea tridentata</i>	18	33	51
<i>Rhus microphylla</i>	6	3	9
<i>Lycium berlandieri</i>	3	0	3
Otras	1	2	3
Total	39	61	100

Para las especies *C. mexicana* y *L. tridentata* pero notoriamente para *C. mexicana*, hay mas plantas en manchones respecto a las esperadas en un proceso al azar. De las 100 plantas censadas en el lindero, 78 estuvieron aisladas y 22 en 11 manchones. Los manchones tuvieron mayormente *C. mexicana* (82% de los casos) y *R. microphylla* (73% de los manchones). Esto indica que estas dos especies requieren de sitios con protección (nodrizas) para su establecimiento.

En el capítulo de esta tesis referente a la dinámica de vegetación se obtuvo un modelo de reemplazo en el que la gobernadora (*Larrea tridentata*) era la especie colonizadora, por lo que quisimos ver si había diferencias en los tamaños entre la gobernadora aislada y en manchones. En el arroyo encontramos diferencias entre las distribuciones entre clases ( $P < 0.05$ ), o sea que encontramos individuos más

jóvenes aislados que en manchones, no así en el borde y matorral. En el ecotono encontramos más individuos jóvenes que en el matorral propiamente dicho, esto coincide con lo expuesto anteriormente, donde tampoco la gobernadora necesita algún disturbio para su establecimiento.

Cuadro 5. 4. Frecuencia de arbustos aislados y en manchón en el borde colonia-matorral.

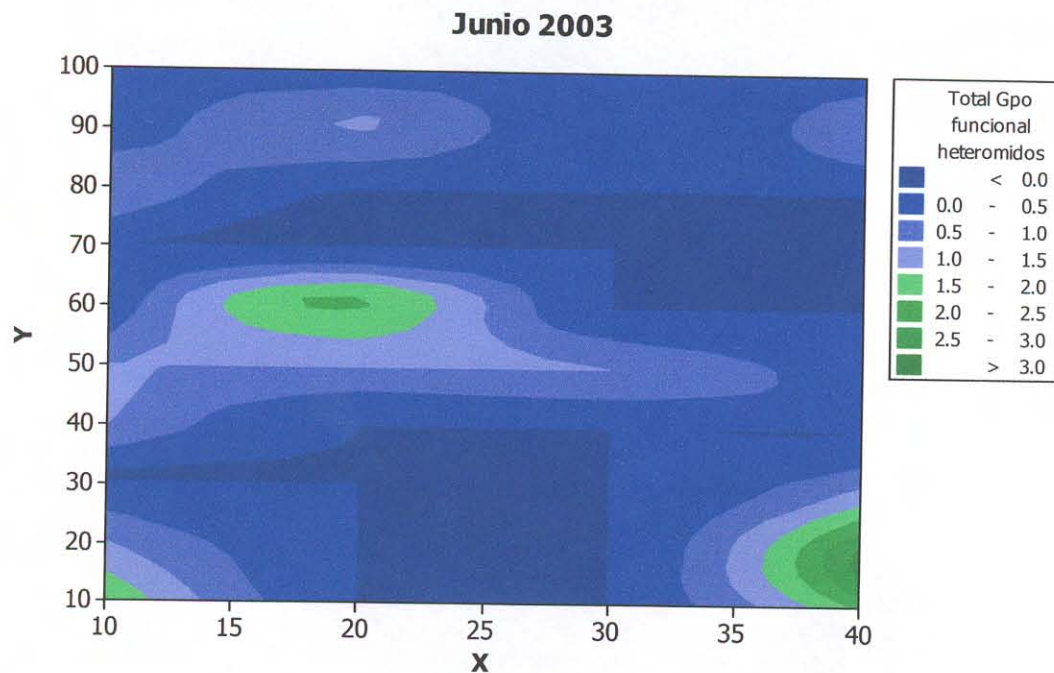
Especie	Aisladas	Manchón
<i>C. mexicana</i>	24	10
<i>L. tridentata</i>	45	6
<i>R. microphylla</i>	1	8
<i>L. berlandieri</i>	1	2
Otras	1	2

Con las coberturas vegetales (Ver Capítulo II) y las abundancias de roedores (Capítulo III), se determinó el uso del hábitat por las diferentes especies de roedores, por tal motivo y basados en los resultados de Luévano et al (2008), conformamos gremios con las especies capturadas, quedando finalmente tres gremios, el de los heterómidos bípedos : *Dipodomys nelsoni*, *D. merriami* y *D. ordii*, los heterómidos cuadrúpedos incluyeron a *Chaetodipus nelsoni*, *C. penicillatus*, *Perognathus flavus* y, finalmente, el de los múridos, *Peromyscus eremicus*, *P. truei*, *P. maniculatus*, *Sigmodon hispidus*, *Reithrodontomys fulvescens* y *Neotoma albigula*.

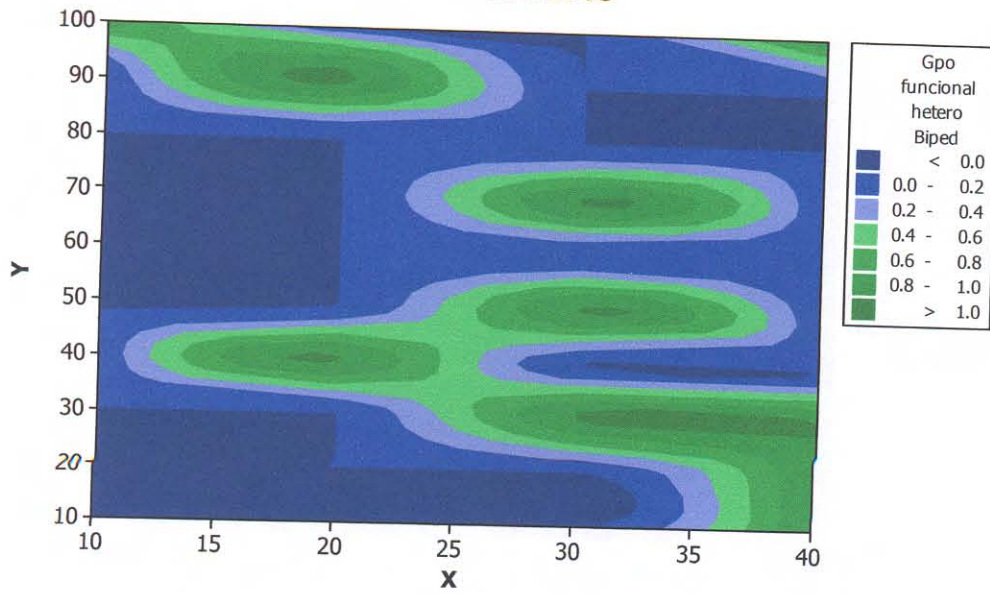
De acuerdo con el número de trampas visitadas pudimos visualizar gráficamente qué secciones de la cuadrícula fueron visitadas y cuál fue el sitio preferido dentro de cada parcela por cada gremio.

Se hicieron figuras para cada uno de los tres gremios y para cada uno de los siete periodos de muestreo. La figura 5.11 muestra los periodos de muestreo para

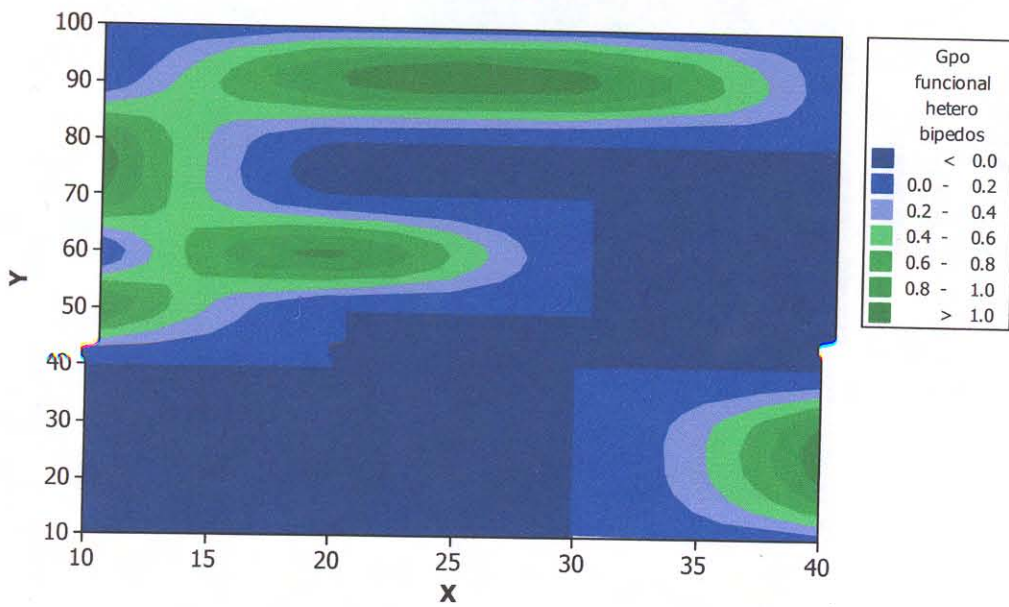
el grupo funcional heterómidos bípedos. De esta manera conocemos que este gremio visitó en mas de dos ocasiones las trampas 39 y 40 y en entre una y dos ocasiones la trampa 15 y la 16. Si bien es cierto que todos los muestreos fueron diferentes, en cinco de ellos guardan cierta semejanza, por ejemplo en junio y noviembre de 2003, abril, julio y septiembre de 2004, que la actividad de este gremio giró alrededor de las trampas 14, 15, 16 y 17.



### Noviembre 2003

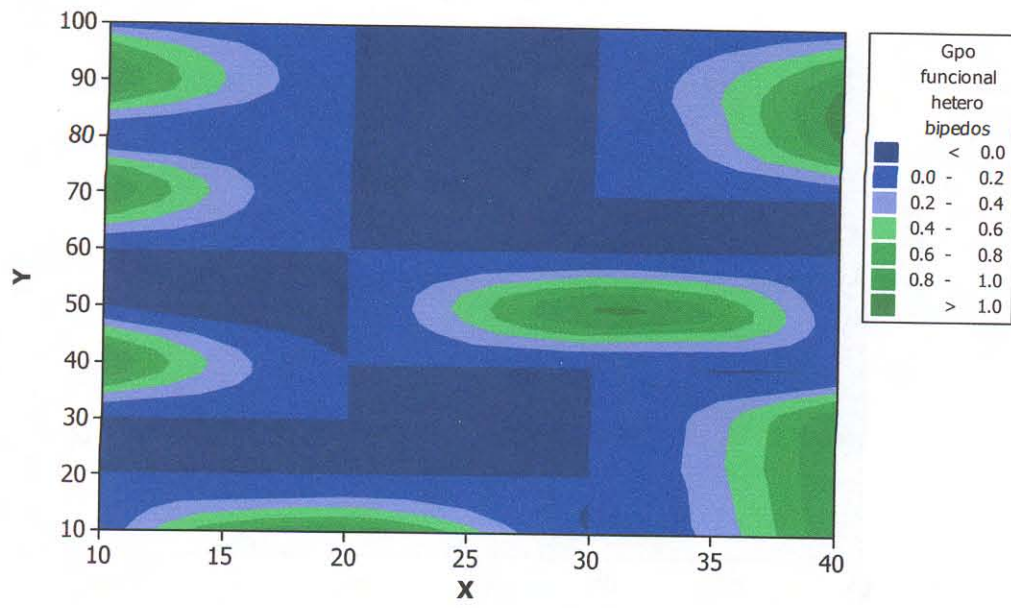


### Abril 2004

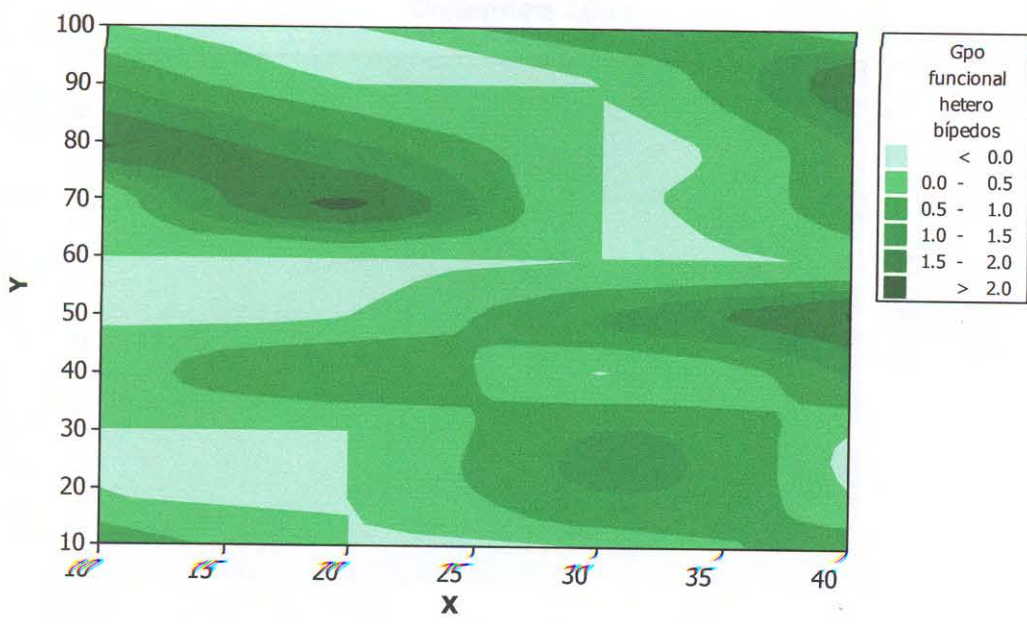




### Junio 2004



### Julio 2004



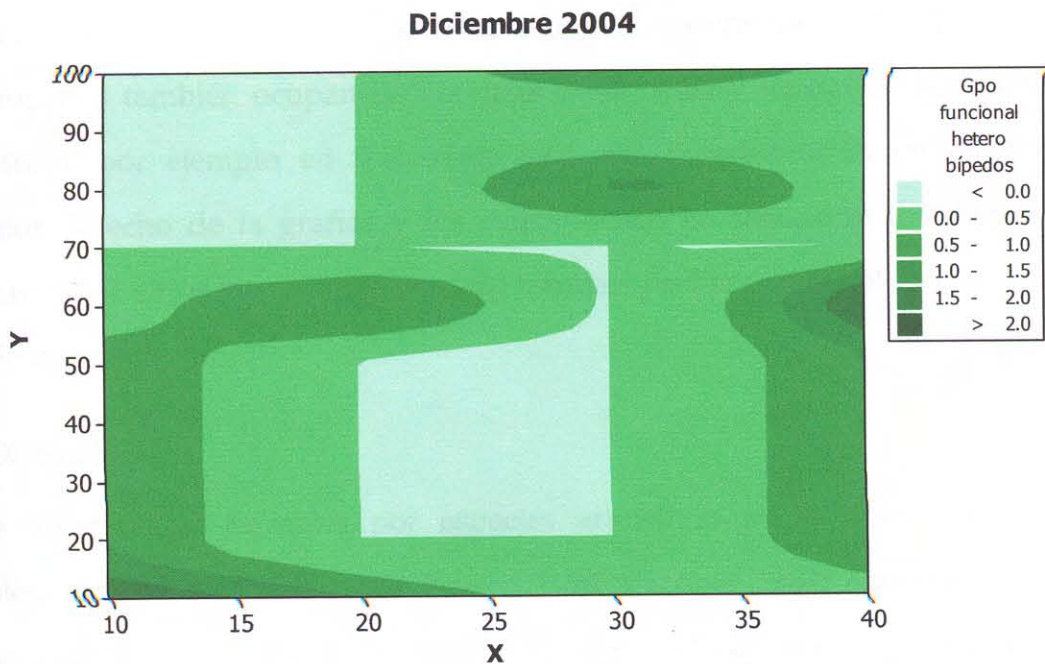
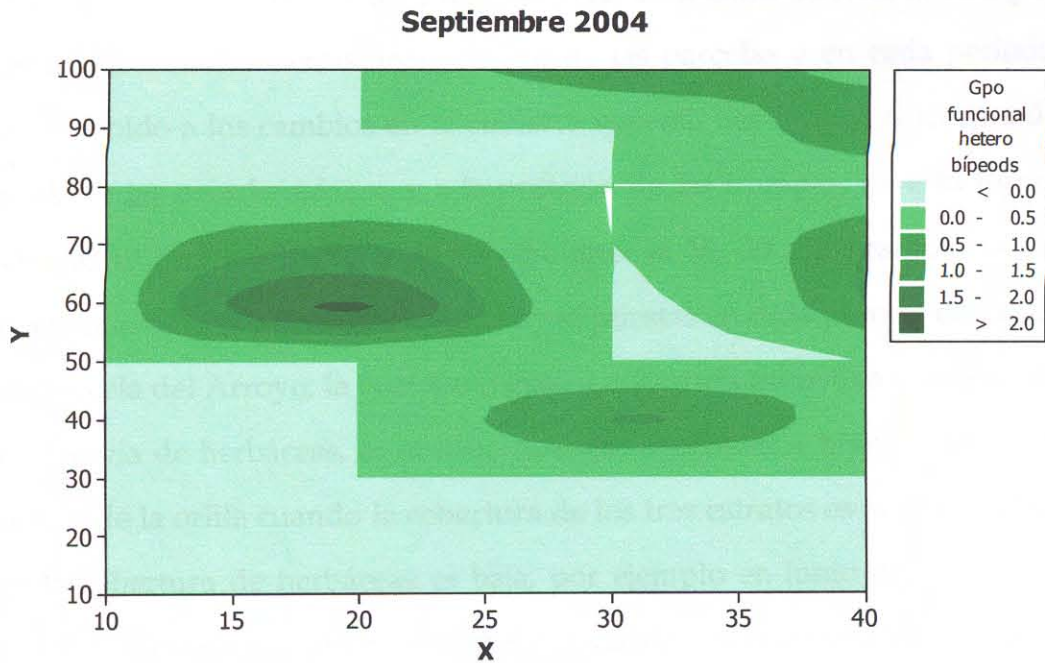


Figura 5.11. Selección de espacios visitados por heterómidos bípedos en Matorral 1 durante los siete periodos de muestreo. La intersección de las coordenadas X, Y, corresponden a la ubicación de cada una de las trampas.

En general, los heteromidos bípedos prefieren un hábitat abierto, lo cual podría explicar la ausencia de ciertas áreas dentro de las parcelas y en cada periodo de muestreo, debido a los cambios en la cubierta vegetal. Las figuras corresponden a las parcelas y las coordenadas x, y a la posición de las trampas, de esta forma, la coordenada, 10,10 corresponde a la trampa uno, la 10, 20 a la trampa dos y así sucesivamente, hasta completar las 40 trampas puestas en cada parcela de estudio

En la parcela del Arroyo, la cual tiene mayor cobertura arbustiva y arbórea, y en época de lluvia de herbáceas, es notorio que los heteromidos bípedos seleccionan las trampas de la orilla cuando la cobertura de los tres estratos es alta sin embargo, cuando la cobertura de herbáceas es baja, por ejemplo en junio del 2003 y 2004, septiembre y diciembre ocupan con mayor frecuencia las trampas de la orilla que corresponden a las trampas cinco a nueve y 15 a 17.

Visualmente y a la escala de estas figuras, aparentemente los heterómidos cuadrúpedos también ocupan las trampas de la orilla y varían en los diferentes muestreos, por ejemplo en diciembre 2004, los bípedos están en el extremo superior derecho de la grafica y los cuadrúpedos en tres áreas diferentes; esta separación de sitios en cuanto al uso de trampas pudiera estar relacionado con el uso de microhabitat.

#### 5.4. Discusión

La invasión de zacatales por especies arbustivas se ha convertido en un problema en todo el mundo (le Roux , 1996; Buchner 1987; Archer *et al*, 1988) principalmente por la reducción en su productividad. Desde el punto de vista antropológico, quisimos involucrar otros factores como los roedores para tratar de entender el proceso; sin embargo, la logística y sobretodo el poco tiempo del cual se dispuso para contestar preguntas de tipo ecológico, fueron las causas por las que

quedaron muchas dudas sin aclarar y al mismo tiempo dieron pauta para conceptualizar otros proyectos en la misma línea.

Respecto a las madrigueras consideradas como disturbio y bajo el supuesto de que cambian las condiciones sobre y junto a la madriguera, al menos en lo que respecta a la diversidad de especies vegetales no tuvimos diferencia, si bien es cierto que los perritos remueven una gran cantidad de suelo cuando hacen sus túneles, en el tipo de suelo yesoso de El Manantial que tiene una profundidad de varios metros, el suelo removido es también yeso y posiblemente por esta razón las madrigueras no registren un gran cambio con respecto a los manchones presentes en otras partes del matorral y difiera con lo referido en la literatura (Guo, 1996; Moroka *et al.*, 1982; Moorhead *et al.*, 1988; Mun y Whitford 1990. El yeso removido pudiera mezclarse con el suelo aluvial que es arrastrado por el arroyo que comienza kilómetros arriba del área de estudio, y cambiar las condiciones generales, con lo cual puede ayudar sumado a otros factores a la germinación de las diferentes semillas, que según nuestro modelo de reemplazo reportado en el capítulo de vegetación (Capítulo II), comienza con la gobernadora (*L. tridentata*).

Tocante al experimento de cafetería, la diferencia entre *D. merrimi* y *C. pencilliatu*s, donde la marca de los incisivos del segundo fue muy evidente, podemos argumentar que las mandíbulas de las ratas canguro son más débiles que las de los cuadrúpedos heterómidos, ya que las ratas canguro no dejan sus marcas.

Por lo tanto, los heterómidos podrían promover la germinación de semillas, al escarificarlas. Sin embargo, tanto las ratas canguro como los heterómidos pueden ser dispersores de semillas. Los porcentajes tan similares registrados en la remoción de semillas indican la preferencia que tienen los roedores nocturnos por estas especies y son un fuerte indicativo de potenciales depredadores o dispersores de al menos *Z. obtusifolia*, sin embargo y de acuerdo con los resultados del experimento donde pusimos en cautiverio a diferentes individuos, al parecer las

ratas canguro pueden ayudar en la germinación debido a que no producen daño aparente en semilla propiamente dicha. La desaparición de las semillas de *L. tridentata* del experimento de cafetería en todas las parcelas es engañoso y puede creerse que los ratones fueron los actores, sin embargo, y basado en lo que me demostraron los roedores cautivos, los cuales no mostraron ningún interés en estas semillas y además sabiendo que la especie de hormiga presente en el área es diurna, el responsable de la desaparición podría ser el viento, que en ciertas horas de la noche fue muy intenso.

Abramsky (1978) encontró que algunos roedores que normalmente no estaban presentes, se mantenían constantes cuando ponía semillas de forma regular en sus experimentos. En nuestra área de estudio las poblaciones de roedores son bajas y no podemos atribuirle esto a la falta de semillas porque según observaciones personales, los arbustos tuvieron gran cantidad, excepto *C. mexicana* que tuvo baja producción, aunque no fueron cuantificadas. La producción de semillas y, en general, gran parte de la vida en los ecosistemas desérticos depende de la precipitación, cuando esta disminuye, la producción de semillas también disminuye. Si bien es cierto que por encima de muchos factores está la precipitación, no podemos atribuirle a ella los fenómenos que no sean entendidos.

Las trampas ubicadas en la periferia de la parcela que estaban rodeadas por cobertura vegetal escasa, fueron usadas por gremios diferentes principalmente los bípedos, lo que pudiera deberse, a que las madrigueras estén cerca de estas trampas, que sean el centro del área de actividad de algunas especies, o que los arbustos estén a la distancia idónea para ofrecer cobertura y sobretodo que los roedores se sientan seguros contra los depredadores.

En el gremio de los múridos hay especies que prefirieron trampas con gran cobertura los cuales se diferenciaron de los otros dos gremios. Las adaptaciones de

los heterómidos bípedos son para hábitats abiertos, razón por la cual usaron las trampas localizadas en este tipo de lugares.

La presencia de especies de arbustos, hierbas y diferentes especies de roedores nos evidencian algún tipo de relación, con la cual debemos ser muy cuidadosos y no ser determinísticos cuando analicemos el papel de alguna especie animal en particular, error que bajo mi perspectiva han cometido algunos investigadores cuando han hecho exclusiones de roedores y cualquier cambio que resulte es atribuido a los que fueron excluidos, como lo describen Reynolds y Glendening (1949), Brown y Munger (1985), Heske *et al.* (1994), Valone y Brown (1995), Bartz, *et al.*, (2007).

## 5.5 Conclusiones

El tamaño y número de madrigueras de perrito y de rata canguro no son un factor determinante para que se incremente la diversidad de arbustos sobre las madrigueras ni para conformar la estructura de la vegetación.

Las especies de rata canguro y múridos no necesitan la base de algún arbusto para construir sus madrigueras; sin embargo, ambos necesitan las semillas de los arbustos para su alimentación.

Un factor a considerar en un futuro es el consumo, principalmente por los roedores nocturnos independientemente de ser grandes granívoros, también se les considera como grandes consumidores de biomasa vegetal.

En general, la densidad de los diferentes gremios está determinada por la cobertura vegetal; de esta forma, cuando la cobertura es muy densa los heterómidos bípedos están ausentes, mientras que los heterómidos cuadrúpedos están presentes. De manera general los múridos necesitan más cobertura, ya sea herbácea o arbustiva.

Ninguna de las especies encontradas depende de la base de algún arbusto para construir sus madrigueras.

#### 5.6. Literatura citada

Abramsky, Z. (1978). Small mammal community ecology. Changes in species diversity in response to manipulated productivity. *Oecologia* **34**:113-23

Archer, S. (1995). Herbivore mediation of grass-woody plant interactions. *Tropical Grasslands* **29**: 218-235.

Archer, S., Scifres, C., Bassham, C.R. y Maggio, R. (1988). Autogenic succession in a subtropical savanna: Conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs* **58**: 111-127.

Bartz, S. E., L. C. Drickamer y M. J. C. Kearsley. (2007). Response of plant and rodent communities to removal of prairie dogs (*Cynomys gunnisoni*) in Arizona. *Journal of Arid Environments* **68**: 422-437.

Best, T.L. (1988). *Dipodomys spectabilis*. *Mammalian Species* **311**: 1-10.

Bock, C.E., J.H. Bock, W.R. Kenney y V.M. Hawthorne. (1984). Responses of birds, rodents and vegetation to livestock exclosure in a semidesert grassland. *Journal of Range Management* **37**: 239-244.

Brown, J. H. y E. Heske. (1990). Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science* **250**: 1705-1707.

Brown, J. H. y J. C. Munger. (1985). Experimental manipulation of a desert rodent community: food addition and species removal. *Ecology* **66**: 1545-1563.

Brown, J. H., O. J. Reichman y D. W. Davidson. (1979). Granivory in desert ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 201-227.

Buchner, E.H. (1987). Herbivory in arid and semi-arid regions of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* **608**: 260-273.

- Ceballos G., E. Mellink y L. Hanebury. (1993). Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation* **63**: 105-112.
- Ceballos, G., J. Pacheco y R. List. (1999). Influence of Prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments* **41**: 161-172
- Coppock, D. I., J. K. Detling., J. E. Ellis y M. I. Dyer. (1983). Plant-herbivore interaction in a North American mixed-grass prairie I. Effects of black-tailed prairie dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia* **56**: 1-9.
- Davidson, A. D. y D. C. Lightfoot. (2006). Keystone rodent interactions: prairie dogs and kangaroo rats structure the biotic composition of a desertified grassland. *Ecography* **29**: 755-765.
- Denslow, J. S. (1980). Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia*, **46**: 18-21.
- Ehrenfeld, J. G., B. Ravit y K. Elgersma. (2005). Feedback in the Plant-Soil System. *Annual Review of Environment and Natural Resources* **30**: 75-115.
- Fields M. J; D. P. Coffin y J. R. Gosz. (1999). Burrowing Activities of Kangaroo Rats and Patterns in Plant Species Dominance at a Shortgrass Steppe-Desert Grassland Ecotone. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 123-130.
- Flake, L. D. (1973). Food habits of four species of rodents on a short-grass prairie in Colorado. *Journal of Mammalogy* **54**: 636-647
- Fleischner. T.L. (1994). Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* **8**: 629-644.
- Garcia-Moya, E. y C. M. McKell. (1970). Contribution of Shrubs to the Nitrogen Economy of a Desert-Wash Plant Community. *Ecology* **51**: 81-88.



- Guo, Q. (1996). Effects of bannertail kangaroo rat mounds on small-scale plant community structure. *Oecologia* **6**: 247-256.
- Guo, Q., D. B. Thompson, J. Valone y J. H. Brown. (1995). The effects of vertebrate granivores and folivores on plant community structure in the Chihuahuan Desert. *Oikos* **73**: 251-259.
- Heske, E.J., J. H. Brown, y Q. Guo. (1993). Effects of kangaroo rat exclusion on vegetation structure and plant species diversity in the Chihuahuan Desert. *Oecologia* **95**: 520-524.
- Heske, E. J., J. H. Brown y S. Mistry. (1994). Long-term experimental study of a Chihuahuan desert. *Ecology* **75**: 438-445.
- Jenny, H. (1941). Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York.
- Jones. C. G., J. H Lawton and M. Shachak. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373-386.
- Kerley, G. I. H., W. G. Whitford, y F. R. Kay. (1997). Mechanisms for the keystone status of kangaroo rats: graminivory rather than granivory? *Oecologia* **111**: 422-428
- Le Roux, I. E. (1996). Patterns and rates of woody vegetation cluster development in a semi-arid savannas, Kwazulu-Natal, South Africa. M.Sc. Thesis, University of Natal Pietermaritzburg, South Africa.
- Luévano, E. J., E. Mellink., M. E., Riojas-López y J. L. Flores-Flores. (2008). Comunidades de roedores nocturnos en un ecotono de matorrales micrófilos y un zacatal gipsófilo en San Luis Potosí. México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **79**: 197-203.
- Mellink, E. (1989). La erosión del suelo como una amenaza para las colonias de perro llanero, en el norte de San Luis Potosí. Pp. 68-76. En: Roa M. A. R. y L. Palazuelos P. (Coord.). *Memorias del VII Simposio sobre Fauna Silvestre*. UNAM. México, D. F.

- Mellink, E. y S. Valenzuela. (1992). Comunidades aviares y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, S. L. P. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables* **2**: 87-94.
- \_\_\_\_\_. (1995). Efecto de la condición de agostaderos sobre los roedores y lagomorfos en el Altiplano Potosino, San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana* **64**: 35-44.
- Reynolds H. G. y G. E. Glendening. (1949). Merriam Kangaroo rat a factor in mesquite propagation on southern Arizona range lands. *Journal of Range Management* **2**: 193-197.
- Meyer, S.E. y E. Garcia- Moya. (1989). Plant community patterns and soil moisture regime in gypsum grasslands of north central México. *Journal of Arid Environments* **16**: 147-155.
- Meyer, S. E., E. García- Moya y L. C. Lagunes-Espinoza. (1992). Topographic and soil moisture regime in gypsum grassland of north central México. *Journal of Vegetation Science* **3**: 429-438.
- Moorhead, D. L., Fisher, F. M. y Whitford, W. G. (1988). Cover of spring annuals on nitrogen-rich kangaroo rat mounds in a Chihuahuan desert grassland. *American Midland Naturalist*. **120**: 443- 447.
- Moroka, N., Beck, R. F. y Pieper, R. D. (1982). Impact of burrowing activity of the bannertail kangaroo rat on south- ern New Mexico desert rangelands. *Journal of Range Management*. **35**: 707-710.
- Mun, H. T. y W. G. Whitford. (1990). Factors affecting annual plants assemblages on banner-tailed kangaroo rat mounds. *Journal of Arid Environments* **18**: 165-173.
- Paine, R. T. (1969). A note on thropic complexity and community stability. *American Naturalist* **103**: 91-93.

- Reichman, O. J. (1975). Relation of desert rodent diets to available resources. *Journal of Mammalogy* **56**: 731-751
- Rosenzweig, M.L y J. Winakur. (1969). Population ecology of desert rodent communities: habitat and environment complexity. *Ecology* **50**: 558-572.
- Rzedowski, J. (1955). Notas sobre la flora y la vegetación del estado de San Luis Potosí. 2. Estudio de diferencias florísticas y ecológicas condicionadas por ciertos tipos de sustrato geológico. *Ciencia (México)* **15**: 141-158.
- Schooley, R.L., B.T. Bestelmeyer y J.F. Kelly. (2000). Influence of small-scale disturbances by kangaroo rats on Chihuahuan Desert ants. *Oecologia* **125**: 142-149.
- Van der Wall, S. B. (1990). Food-hoarding mammals. University of Chicago Prss. Chicago, Ill.
- Valone, T. J. y J. H. Brown. (1995). Effects of competition, colonization, and extinction on rodent species diversity. *Science* **267**: 880-883.
- Weltzin, J. F., L. Dowhower y R. K. Heitschmidt. (1997). Small.mammal regulation of vegetation structure in southern mixed-grass prairie. *Southwestern Naturalist* **42**: 251-258.
- Whitford, W. G. y F. R. Kay. (1999). Bioperturbation by mammals in deserts: a review. *Journal of Arid Environments* **41**: 203-230.
- Whitford, W. G. (2002). *Ecology of desert systems*. Academic Press
- Yeaton, R.I. y J.L. Flores-Flores. (2006). Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. *Acta Zoológica Mexicana* **22**: 107-130.

## CAPÍTULO VI.

### LAS AVES Y SU PAPEL EN LA DINÁMICA DE COMUNIDADES: IMPLICACIONES EN LA CONSTRUCCIÓN DE MODELOS DE REEMPLAZO DE LAS ESPECIES ARBUSTIVAS EN EL MANANTIAL, VANEGAS, S.L.P.

#### 6.1 Presentación del problema

En muchas regiones del mundo, los zacatales han sufrido invasiones por especies leñosas. Estas invasiones son las principales responsables de la pérdida de hábitat para algunas especies de fauna silvestre (Ward y Labisky, 2004). El éxito de la invasión depende de las características de la especie invasora (Richardson *et al.*, 2000).

Las semillas en cualquier ecosistema juegan un papel importante en la ecología y los desiertos no son la excepción (Brown *et al.*, 1979). Los frutos de las plantas leñosas son el principal método de dispersión de semillas quienes las dispersan son los vertebrados, principalmente aves y mamíferos (Ward y Labisky, 2004), aunque también la dispersión por viento es importante (Bullock y Clarke, 2000), en El Manantial, como en otras regiones, con sistemas endorreicos, pueden ser dispersadas por agua.

En estas circunstancias, las aves frugívoras pueden ser los principales vertebrados que aceleran el proceso de invasión de plantas que producen frutos con pulpa (Panetta y McKee, 1997). La importancia de algunas aves se incrementa cuando la mayoría de árboles o arbustos producen frutos propios de este tipo de dispersión, como en el bosque tropical donde el 75% de árboles son dispersados por estos organismos (Howe y Smallwood, 1982). Además, de su papel como transportadoras de semillas, las aves pueden ser mediadores importantes en la

germinación de las semillas en el paso por su tracto digestivo (Izhaki y Safriel, 1990).

## 6.2 Papel de las aves en la dinámica de los arbustos en El Manantial

En la región sur del Desierto Chihuahuense, los arbustos perennes y las gramíneas endémicas son parte importante de la fisionomía; las suculentas y otras herbáceas pueden ser de igual o mayor importancia en el aporte de semillas al suelo que puede incrementarse en épocas de mucha humedad. Durante la presente investigación desarrollada para esclarecer los procesos que regulan la dinámica del matorral xerófilo en el borde sureste de la extrusión gipsófila de El Manantial (Capítulos 2- 4 de esta tesis), se consideraron principalmente, a los roedores y hormigas, como dos grupos de animales con gran importancia en el consumo, dispersión y depredación de semillas en los desiertos de Norteamérica (Brown *et al.*, 1979; Abramsky, 1983). Sin embargo, las aves como ya se indicó, son organismos que pueden tener una relevancia en la dinámica de la vegetación por su participación en la dispersión de semilla. Para derivar posibles atributos relacionados con esto, se describen de manera general, las especies de arbustos involucradas en esta investigación.

*Lycium berlandieri*. Arbusto espinoso de la familia Solanaceae, perenne y el cual alcanza alturas superiores a los dos metros. Sus frutos son pequeños y rojos, y pueden ser consumidos por aves, mamíferos pequeños y, ocasionalmente, por el ganado (Kearney *et al.*, 1969; Van Dersal, 1938). Los frutos de este arbusto están dispuestos de tal manera que pueden ser consumidos por diferentes especies de aves, y según las observaciones de campo realizadas en 2003 y 2004, la producción de frutos inició entre abril y mayo (Cuadro 6.1).

*Ziziphus obtusifolia*. Arbusto de la familia Rhamnaceae, perenne con gran cantidad de ramas y espinas que alcanza alturas cercanas a los dos metros; tiene

espinas muy fuertes. Sus frutos son de color café oscuro (Figura 6.1) y permanecen poco tiempo en el arbusto, ya que caen rápidamente al madurar; son consumidos por mamíferos pequeños y medianos, como las zorras y los coyotes. En ocasiones sus hojas son consumidas de manera importante por herbívoros como el venado o las cabras (Ramírez et al, 1997), pero estos pueden sufrir heridas al ramonear, y quizás por tal motivo sean evitadas. Debido a que sus ramas son densas, puede alojar los nidos de aves como el *Campylorhynchus brunneicapillus* (J. Luévano obs. per.). Este arbusto es conocido localmente como garrapata y apreciado como leña por los lugareños, sus frutos maduros, son de color café y se acumulan bajo el dosel, aparentemente muy grandes para ser consumidos por aves.

*Larrea tridentata*. Es un arbusto siempre verde de la familia Zygophyllaceae, con tallo ramificado desde la base (multicaule). Su fruto es una cápsula globosa. La fauna lo aprovecha como percha, sombra y, en ocasiones como protección para la construcción de madrigueras bajo de ellas (Chew y Chew, 1970). Las hojas y frutos no son atractivos para el ganado, ni para los herbívoros silvestres. Las semillas, aunque no reúnen las características típicas para ello, parecen ser dispersadas por el viento (J. Luévano. obs. per.) (Figura 6.1 a). Aunque florece de febrero a agosto (Correll y Johnston, 1970) o incluso a lo largo de todo el año, lo hace principalmente entre febrero y abril (Shreve y Wiggins, 1964). Si bien, se le considera una especie con efectos alelopáticos sobre otras especies en el desierto de Mojave (Mahall y Callaway, 1992), o como nodriza para muchas especies (Hochstrasser y Peters, 2004; Báez y Collins, 2008).

*Condalia mexicana*. Las especies de éste género, de la familia Rhamnaceae, en general son arbustos, ocasionalmente, árboles pequeños. Generalmente tienen numerosas ramas espinosas; hojas simples, alternas, algunas veces fasciculadas, nunca espinosas, caducifolias, subsésiles, láminas obovadas o espatuladas,

raramente lineares, coriáceas; flores hermafroditas, pequeñas, solitarias o en fascículos axilares; cinco sépalos; pétalos ausentes o muy pequeños (figura 6.1 e); fruto drupáceo, ovoide a globoso, de color verde, rojizo o negro; semillas subglobosas a comprimidas (Fernández-Nava, 1996). En El Manantial sus frutos son de color morado azulado y permanecen en sus ramas por periodos largos de tiempo, la producción de frutos inicia aproximadamente entre junio y agosto, según nuestras observaciones de campo. (Cuadro 6.1), particularmente, la producción de semillas de este arbusto fue muy pobre durante 2003-2004.

*Rhus microphylla*. Arbusto de la familia Anacardiaceae, perenne que puede alcanzar tres metros de altura. Sus hojas pueden ser alimento de herbívoros pequeños, medianos o grandes; sus frutos (bayas), son consumidos por aves (Miller, 1991). Los frutos son de color rojo (Figura 6.1), los caules son atractivos para aves, las cuales, pueden dispersar sus semillas.

Al parecer, *R. microphylla*, *L. berlandieri* y *C. mexicana* reúnen los atributos de adaptación para la endozoocoria por aves en El Manantial.

La presencia de arbustos, herbáceas y gramíneas en el área de estudio, constituye un hábitat adecuado para una gran diversidad de aves, las cuales pueden tener predilección por las semillas de los diferentes estratos vegetales.

El objetivo general de este ensayo fue analizar, con base en la literatura y lo observado en campo, el posible papel de las aves como dispersoras de frutos en esta región, como parte del modelo de reemplazo generado en el capítulo 2.

El trabajo se enfocó a determinar el efecto del paso de las semillas a través del tracto digestivo, por lo que se planteó un experimento con las principales aves y semillas de los cinco arbustos seleccionados en el área del Manantial. Los objetivos particulares de este experimento fueron: (i) determinar el tiempo entre el consumo de frutos y su defecación; (ii) cuantificar el éxito de germinación de las semillas después de pasar por el tracto digestivo de algunas especies de aves.



*Larrea tridentata*



*Ziziphus obtusifolia*



*Rhus microphylla*



*Lycium berlandieri*



*Condalia mexicana*

Figura 6.1. Frutos de las especies de arbustos estudiados y la forma arbustiva de *Condalia mexicana*, en El Manantial, Vanegas, San Luis Potosí.

Para lograr lo anterior, se colectaron frutos de los arbustos bajo estudio, en el supuesto de que sus semillas dentro de los frutos eran maduras y viables. Los frutos se secaron a temperatura ambiente.

Se adquirieron con vendedores ambulantes, tres individuos de cenizote (*Mimus polyglottos*) y tres de pitacoche (*Toxostoma curvirostre*), especies residentes



en El Manantial, que habían sido observadas sobre los arbustos y presumiblemente son consumidoras de frutos. Las aves se colocaron en jaulas individuales y se les ofrecieron en la mañana, 10 frutos de cada una de las cinco especies de arbustos, por dos días, al finalizar el día se cuantificaron las especies consumidas, las cuales serían restituidas al día siguiente. Las excretas se colectarían diariamente para separar las semillas presentes, que se pondrían a germinar en el laboratorio. En dos ocasiones, el experimento se realizó en el campo y, una en casa particular. En las tres ocasiones, las aves murieron al segundo día después de consumir los frutos ofrecidos, su muerte no se debió a alguna razón aparente, tal vez, la causa fue el estrés que les causaron las jaulas, con las muertes de las aves, se suspendió y canceló el experimento.

La fenología local de las especies de arbustos considerados en este estudio (Cuadro 6.1) y la lista de aves de El Manantial (Cuadro 6.2) permiten proponer las principales relaciones de dispersión. Dos aspectos a considerar de los arbustos, son las características de los frutos y su calidad como percha. Las especies con frutos que reúnen las características típicas para la endozoocoria aviar, en El Manantial, son *R. microphylla*, *L. berlandieri*, y *C. mexicana*. Las dos últimas especies, al igual que *L. tridentata*, son perchas adecuadas para aves de tamaño pequeño a medio, mientras que *R. microphylla* y *Z. obtusifolia* pueden sostener aves de mayor tamaño, aunque la última no produzca frutos adaptados para endozoocoria.

Un variable importante para las aves es la conformación del dosel, ya que condiciona la posibilidad de que las aves construyan sus nidos y a la vez obtengan una protección contra los depredadores. En este sentido, sólo *R. microphylla*, *C. mexicana* y *Z. obtusifolia* parecen garantizarlo.

Las densidades de los diferentes arbustos pueden ser un factor significativo en el proceso de dispersión/depredación y con ello formar parte activa en la dinámica de la vegetación de la región. El tiempo que permanecen las aves alimentándose

sobre un arbusto en particular es breve, vuelan de un arbusto a otro en un tiempo corto, lo cual sería benéfico para los arbustos que tienen una densidad alta (Pratt y Stiles, 1983). En El Manantial, las coberturas de los arbustos de estudio fueron: *L. berlandieri*, 54%; *L. tridentata*, 28.1%; *R. microphylla*, 0.5%; *C. mexicana*, 0.3%; y *Z. obtusifolia*, 0.3%. Con estas densidades, se puede especular sobre el perchado de las diferentes especies de aves y con la expectativa de germinación de las semillas excretadas.

En el modelo de reemplazo (Figura 2.2) el primer eslabón después del zacatal es *L. tridentata*. Esta especie no parece ser dispersada por aves, pero podría serlo por hormigas (capítulo IV), aunque el más invocado es viento (anemocoria). La siguiente fase en el modelo propuesto es la de *L. berlandieri*, la especie de arbusto con mayor densidad y cuyos frutos rojos tienen los mejores atributos para ser dispersados por aves. Las aves dispersoras serían especies de porte pequeño, capaces de ser soportadas por la *L. tridentata*. Si bien en el modelo *L. berlandieri* es reemplazado por *R. microphylla*, es posible que también se auto-reemplace, dado que la semilla de la propia especie tendría una alta frecuencia en la lluvia de semillas, además de su gran capacidad de multiplicación.

La única especie de ave, de las detectadas durante el trabajo de campo, capaz de servir de dispersor en la transición de *L. tridentata* a *L. berlandieri* fue *Amphispiza bilineata*. Esta especie, generalmente consume insectos y semillas de gramíneas, pero también pequeños frutos cuando los hay. Las demás especies de aves son demasiado grandes para tomar los frutos de la planta y perchar regularmente sobre *L. tridentata* para depositar las semillas en sus excretas. Es posible que participen en este eslabón otras especies de gorrión no detectados durante el trabajo de campo.

La fase siguiente del modelo de reemplazo es *Z. obtusifolia*, la que no parece ser dispersada por aves que comen los frutos de las ramas. Parece más adaptado a ser

dispersado por animales que consumen los frutos que caen al suelo, debajo del dosel. En este caso, la pájara vieja, *Pipilo fuscus*, puede ser un dispersor (Johnson y Haight, 1996), quizás junto con roedores. Esta especie de ave se observó frecuentemente corriendo bajo los doseles de los diferentes arbustos del matorral.

El último estadio propuesto en el modelo, *C. mexicana*, de nuevo reúne las características de frutos con atributos propios para el consumo de las aves y por tanto adaptados a endozoocoria. Pueden ser aves más grandes que en el caso de las que dispersan *L. berlandieri*, puesto que disponen de perchas mucho más sólidas, aunque la pueden dispersar aves con hábito de alimentación en el suelo debajo de los doseles, como codornices y palomas.

Otras especies de aves, además de *Amphispiza bilineata*, observadas en El Manantial y que tienen potencial para dispersar semillas son las siguientes:

El chivito (*Phainopepla nitens*) incluye en su dieta frutos de diferentes arbustos, tiene un sistema digestivo muy eficiente para remover la piel o el exocarpo de los frutos consumidos. El tiempo transcurrido aproximado entre la ingestión y la egestión es de 12 minutos, por lo que encontrar una percha adecuada en este tiempo limitado puede ser importante en el proceso de dispersión de las semillas. (Miyoko y Walsberg, 1999)

El carpintero (*Melanerpes aurifrons*), puede también ser un dispersor potencial, debido a su dieta omnívora y oportunista. El análisis de dieta en estos organismos mostró que el 54.7 % estuvo constituida por materia animal y el 45.3 % por materia vegetal (Husak y Maxwell, 1998). Sin embargo, requiere perchas verticales sólidas. En el área, difícilmente pudiera utilizar los troncos de *R. microphylla* y *Z. obtusifolia*, debido a que sus ramas dejan poco expuesto su tronco.

El cenizote (*Mimus polyglottos*) es omnívoro (Derrickson y Breitwisch, 1992) y la anatomía de su pico le permite consumir una gran variedad de frutos, incluidos los

de *L. berlandieri*, *R. microphylla* y *C. mexicana*. Aunque no hay estudios al respecto en esta zona, se sabe que consumen tunas (Mellink y Riojas, 2002).

El pitacoche (*Toxostoma curvirostre*) consume tanto alimentos de origen animal como vegetal, aunque hay variaciones estacionales (Tweit, 1996). Al igual que el cenzone, puede consumir sin ningún problema los frutos de los arbustos de El Manantial, y tal vez, obtenga alguna ventaja de su pico curvo (Tweit, 1996), al tratar de alcanzar los frutos que se encuentran entre las ramas espinosas, como las de *C. mexicana*, que tiene sus frutos un poco más escondidos que los otros arbustos.

El cardenal zaino (*Cardinalis sinuatus*) es una especie oportunista que consume gran variedad de semillas de diferentes especies, incluidas algunas gramíneas y material vegetal (Tweit y Thompson, 1999).

El pitacoche, el cenzone y el cardenal zaino, si bien son dispersores potenciales de semillas, fueron poco vistos en la zona del matorral, aledaño a la colonia de perritos llaneros (ver capítulo 3 y 5 de esta tesis). Sin embargo, fueron comunes en las cercanías del poblado, donde abunda el nopal en los solares, y existe la posibilidad de que estacionalmente consuman y dispersen las semillas de los arbustos descritos.

La codorniz escamosa (*Callipepla squamata*) consume insectos y semillas de herbáceas que forrajea sobre el suelo (Hunt y Best, 2001). Potencialmente, sería una especie dispersora de semillas de arbustos, especialmente *Z. obtusifolia*; además, esta especie le proporciona cobertura para descanso y pernoctado (Schemnitz, 1994).

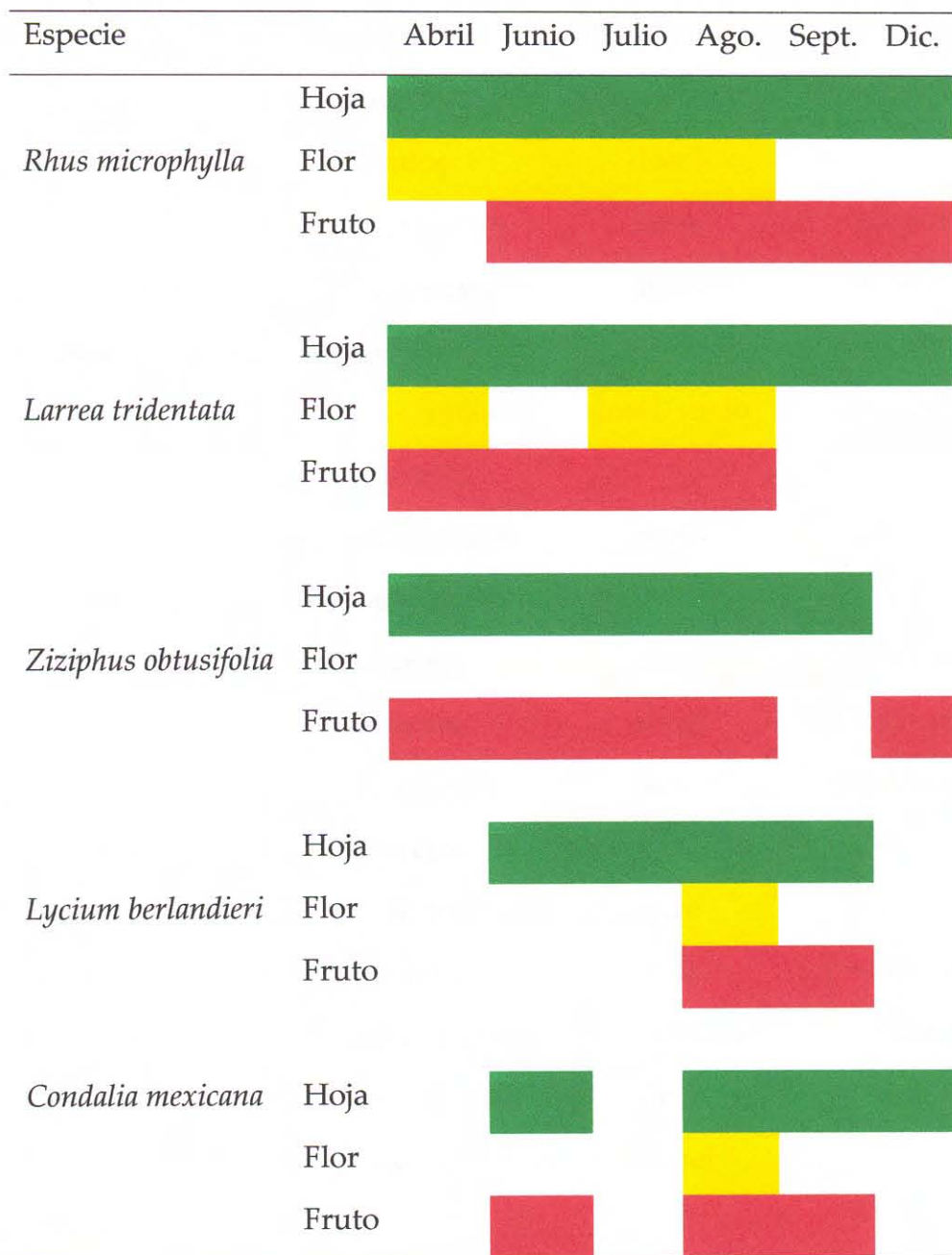
Las demás especies de aves registradas en El Manantial durante 2003 y 2004 excepto *Amphispiza bilineata*, que es una especie granívora e insectívora que colecta en el suelo, no son dispersoras potenciales de semillas de arbustos. *Eremophila alpestris*, se encuentra solamente en zacatales, entre las madrigueras de los perritos llaneros en EL Manantial, debido a que la dieta de los adultos es exclusivamente

granívora, especialmente semillas de zacates y algunas hierbas, en tanto que en la fase juvenil son insectos (Beason, 1995).

*Polioptila melanura*, *Myiarchus tyrannulus*, *Lanius ludovicianus*, *Pyrocephalus rubinus* y *C. brunneicapillus*, son especies principalmente insectívoras, y parece poco probable que tengan un papel preponderante en la dispersión de los arbustos de nuestro interés en el área.

En este tema, y derivado de este trabajo, surgen preguntas a responder para comprender el papel de las aves en el proceso de sucesión de las especies leñosas en estas comunidades. Por ejemplo, ¿Por que los frutos de *R. microphylla* y *L. berlandieri*, permanecen mucho tiempo sobre el arbusto? ¿Existe una lluvia de semillas defecadas de la misma u otra especie bajo cualquiera de los arbustos?, ¿las semillas excretadas pueden germinar bajo el dosel de la especie percha?, ¿las plántulas sobreviven?, ¿cuánto nitrógeno o materia orgánica existe bajo sus doseles? Estas preguntas son difíciles de responder por la falta de estudios al respecto, salvo por lo que se sabe sobre la islas de fertilidad asociadas con ciertos arbustos (García-Moya y McKell, 1970, entre otros), por lo que quedan para estudios futuros.

Cuadro 6.1. Fenología de cinco arbustos en Manantial, San Luis Potosí, correspondiente al año 2004.



Cuadro 6.2. Aves presentes en El Manantial, San Luis Potosí.

Especie	Principales alimentos	Lugar de alimentación	Situación en el área
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Insectos	sobre troncos	Poco abundantes
<i>Phainopepla nitens</i>	Frutos	dosel	
<i>Mimus polyglottos</i>	Frutos, insectos	dosel	Abundantes
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Frutos, insectos	dosel	Abundantes
<i>Eremophila alpestris</i>	Semillas	suelo	Abundantes
<i>Corvus cryptoleucos</i>	Frutos, semillas, carroña	dosel, suelo	Abundantes
<i>Amphispiza bilineata</i>	Semillas, insectos, frutos pequeños.	suelo	Poco abundantes
<i>Thryomanes bewickii</i>	Insectos	dosel	Poco abundantes
<i>Polipotila melanura</i>	Insectos	dosel	Poco abundantes
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Insectos	Aéreo	Poco abundantes
<i>Lanius ludovicianus</i>	Insectos	suelo, dosel	Abundante
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Insectos	aire	Poco abundantes
<i>Callipepla squamata</i>	Semillas	suelo	Poco abundantes
<i>Pipilo fuscus</i>	Semillas, frutos	suelo, dosel	Abundante
<i>Cardinalis sinuatus</i>	Frutos, semillas	dosel	Abundante
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	Insectos	dosel	Abundante

A pesar de estas preguntas pendientes por abordar y responder, el análisis preliminar presentado aquí permite concluir que las aves parecen ser actores importantes en la sucesión de arbustos en las comunidades de matorrales en El Manantial, con diferentes especies en las diferentes fases del proceso.

### 6.3 Literatura citada

- Abramsky, Z. (1983). Experiments on seed predation by rodents and ants in the Israeli Desert. *Oecologia* **57**:328–332.
- Báez, S. y S.L. Collins. (2008). Shrub invasion decreases diversity and alters community stability in northern Chihuahuan desert plant communities. *PLoS ONE*, v.3.
- Beason, R. C. (1995). Horned Lark (*Eremophila alpestris*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/195doi:10.2173/bna.195>
- Bullock, J. M. y R. T. Clarke. (2000). Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tale of the curve. *Oecologia* **124**: 506-521.
- Brown, J. H., D. W. Davidson y O. J. Reichman. (1979). An experimental study of competition between seed-eating desert rodents and ants. *Am. Zool.* **9**: 1129-1143.
- Chew, R. M., y A. E. Chew. (1970). Energy relationships of the mammals of a desert shrub (*Larrea tridentata*) community. *Ecological Monographs*. **40**: 1-21.
- Correll, D. S. y M. C. Johnston, (1970). Manual of the vascular plants of Texas. Texas Research Foundation. Renner, Texas.
- Derrickson, K. C. y R. Breitwisch. (1992). Northern Mockingbird (*Mimus polyglottos*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/007doi:10.2173/bna.7>
- Fernández Nava, R. (1996). Rhamnaceae. Flora del bajío y de regiones adyacentes. **43**: 1-68.
- García-Moya, E. y C. M. McKell. (1970). Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* **51**: 81-88.



- Hochstrasser, T y, D.P.C. Peters. (2004). Subdominant species distribution in microsites around two life forms at a desert grassland-shrubland transition zone. *Journal of Vegetation Science*. **15**: 615–622.
- Howe, H. F. y J. Smallwood. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**: 201-228.
- Hunt, J.L. y T.L. Best. (2001). Foods of the scaled quail (*Callipepla squamata*) in southeastern New Mexico. *Texas Journal of Science* **53**:147-156.
- Husak, M. S. y T. C. Maxwell. (1998). Golden-fronted Woodpecker (*Melanerpes aurifrons*), *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/373doi:10.2173/bna.373>
- Izhaki, I., y U. N. Safriel. (1990). The effect of some Mediterranean scrubland frugivores upon germination patterns. *Journal of Ecology* **78**: 56-65.
- Johnson, R. R. y L. T. Haight. (1996). Canyon Towhee (*Pipilo fuscus*), *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/264doi:10.2173/bna.264>
- Kearney, Thomas H., R. H. Peebles., J. T Howell y E. Mc Clintock. (1969). *Arizona flora*. 2d ed. Berkeley, CA: University of California Press. 1085 p.
- Mahall B. E. y R. M. Callaway (1992). Root communication mechanisms and intracommunity distributions of two Mojave Desert shrubs. *Ecology* **73**, 2145–2151.
- Mellink, E. y M. Riojas-López. (2002). The consumption of nopales (*Platiopuntia*) by wild vertebrates. Pp. 109-123 en P.S. Nobel (Ed.). *Cacti: Biology and Uses*. University of California.
- Miller, G. O. (1991). *Landscaping with native plants of Texas and the Southwest*. Voyageur Press, Stillwater, Minn. 120 p.

- Miyoko, C. y G. Walsberg. (1999). Phainopepla (*Phainopepla nitens*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/415>
- Panetta, F. D., y J. McKee. (1997). Recruitment of the invasive ornamental, *Schinus terebinthifolius*, is dependent on frugivores. *Australian Journal of Ecology* **22**: 432-438.
- Pratt, T. K. y E. W. Stiles. 1983. How long fruit-eating birds stay in the plants where they feed: implications for seed dispersal. *American Naturalist* **122**: 797-805.
- Ramírez, R. G., J. L. Pineriro-Hernández y R. K. Maiti. (1997). Nutritional profile and leaf surface structure of some native shrubs consumed by small ruminants in semiarid regions of northeastern México. *Journal of Applied Animal Research* **11**: 145-156.
- Richardson, D. M., N. Allsopp., C. M. D'Antonio., S. J. Milton y M. Rejmanek. (2000). Plant invasion-the role of mutualisms. *Biological Review* **75**: 65-93.
- Schemnitz, S. D. (1994). Scaled Quail (*Callipepla squamata*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/106doi:10.2173/bna.106>
- Shreve, F. y I. L. Wiggins. (1964). *Vegetation and flora of the Sonoran desert*. Vol. II. Stanford University Press. Stanford, California.
- Van Dersal, W. R. (1938). *Native woody plants of the United States, their erosion-control and wildlife values*. Washington, D.C. U.S. Department of Agriculture. 362 p.
- Tweit, R. C. (1996). Curve-billed Thrasher (*Toxostoma curvirostre*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology;

Retrieved from the Birds of North America Online:  
<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/235doi:10.2173/bna.235>

Tweit, Robert C. and Christopher W. Thompson. (1999). Pyrrhuloxia (*Cardinalis sinuatus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online:  
<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/391doi:10.2173/bna.391>

Ward, M. D. y R. F. Labisky. (2004). Post-dispersal germination success of native black gum (*Nyssa sylvatica*) and introduced camphor tree (*Cinnamomum camphora*) in Florida, USA. *Natural Areas Journal* 24:341-344.

## CAPÍTULO VII.

### DISCUSIÓN GENERAL

La invasión de los arbustos en la mayoría de las zonas áridas y semiáridas del mundo se ha vuelto un problema, porque el aprovechamiento sustantivo es como agostaderos para proveer sustento a la ganadería extensiva. Es una amenaza ecológica y económica porque con el incremento de arbustos, las hierbas y zacates, bajan su densidad y abundancia, repercutiendo en poblaciones de fauna nativa y herbívoros domesticados. La mencionada invasión de arbustos trae como consecuencia, la reducción en el sustrato herbáceo y según Kellner y Bosch (1992), es resultado del sobrepastoreo, o de la supresión de fuego en el sistema (Humphrey, 1958), cambios climáticos o la suma de todos ellos (Cooke y Reeves, 1976; Hastings y Turner, 1965), sin embargo, ninguno de ellos señala el efecto de factores bióticos, como los roedores y hormigas, que sin duda deben de tenerlo como el caso de la rata canguro, que según (Reynolds y Glendening, 1949), es responsable del incremento del mezquite.

Desde el punto de vista biológico, la invasión de arbustos puede incrementar la diversidad vegetal. Pero ante todo es de interés por sus implicaciones ecológicas y para buscar conciliar ambas perspectivas del fenómeno. En la zona de estudio, las especies arbustivas invasoras podrían ocurrir en toda el área circundante, sin embargo, y pese al intenso pastoreo a que se ve sometida y a las condiciones climáticas presentes, existen zonas del zacatal gipsófilo que no han sido invadidas de manera intensa, y en parte, la razón se debe a las condiciones edáficas peculiares (Belsky, 1986) y en parte al efecto del perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) existentes en la zona, los cuales cortan los arbustos pequeños que logran establecerse (Obs. Per).

Las condiciones bióticas y abióticas peculiares de esta área provocaron el interés para plantearnos las preguntas sobre las que realizamos esta investigación.

Una de las interrogantes tiene que ver con la dinámica de invasión de los arbustos, considerando que ésta sucede a manera de una secuencia de nucleación, facilitación y competencia en manchones dentro de la matriz del pastizal. Además se busca comprender esta dinámica de los arbustos y su relación con los roedores nocturnos y colateralmente con los relictos de colonias de perrito llanero. Para ello, por un lado estudiamos la dinámica del matorral mediante técnicas inferenciales y comparamos las abundancias de roedores nocturnos en el matorral en tres zonas con diferencias en la densidad de arbustos, comparado con la colonia del perrito llanero, cuyas características fueron descritas en el capítulo correspondiente.

Asimismo, estudiamos la actividad de las hormigas granívoras presentes en las mismas zonas del área estudiada.

La dispersión de los arbustos no se estudió directamente, pero de sus atributos vitales y la revisión bibliográfica se deduce lo siguiente. De las especies de arbustos del área, *Larrea tridentata* es dispersada por viento, *Lycium berlandieri* y *Rhus microphylla* y, tal vez, *Condalia mexicana* por aves, en tanto que *Ziziphus obtusifolia* por roedores (Ver capítulo V).

El modelo de reemplazo que se propone aquí nos indica que *L. tridentata* es la pionera de los diferentes parches o manchones, la cual puede ser reemplazada secuencialmente por *L. berlandieri*, *C. mexicana* y *R. microphylla*. Por lo regular existen otras especies en la comunidad (*Atriplex canescens*, *Opuntia imbricata*, *O. cantabrigiensis*, *Berberis trifoliolata*, entre otras) pero no tienen un papel importante en la dinámica sucesional de los parches de arbustos. Para algunas zonas se ha documentado que *L. tridentata* necesita de una planta nodriza y una vez establecida facilita el establecimiento de otras especies, quizás debido a los cambios en la distribución de nutrientes del suelo, lo que García-Moya y McKell (1970) denomina

fertilidad de islas. Las evidencias en nuestro estudio indican que al menos en los márgenes de la colonia no es así, en la interfase zacatal-matorral el establecimiento de *L. tridentata*, tampoco parece requerir un disturbio para hacerlo.

Cuando un disturbio crea un espacio en una comunidad, las especies pioneras que son capaces de colonizarlo rápidamente tienen ventaja. Por lo regular son de una distribución amplia, con una gran capacidad de dispersión, de crecimiento rápido y gran tolerancia a las restricciones ambientales. Estas especies inician la formación de los parches de vegetación dentro del pastizal.

Con estos antecedentes son entendibles las posibles limitantes de este estudio y que queda mucho por hacer y conocer, sobre todo en los mecanismos más detallados, que requieren de experimentación para entender las relaciones ecológicas de las especies en el área de estudio.

Basados en la literatura existente y el reconocimiento preliminar de la zona, nos planteamos una hipótesis que esperábamos se cumpliera en nuestra área de estudio. Sin embargo, los resultados fueron diferentes en algunos aspectos. La riqueza de especies vegetales entre las madrigueras abandonadas y los manchones de vegetación en el matorral, esperábamos que las madrigueras con mayor disturbio y tamaño soportaran más especies vegetales, lo cual no sucedió. Con lo anterior se infiere que los mecanismos involucrados en la conformación de los ecosistemas son diferentes.

La multiplicación es un mecanismo que incrementa el tamaño de la población y que puede inducir cambios en la estructura de una comunidad vegetal. Permite que un genotipo que es relativamente exitoso para esas condiciones ambientales, prevalezca en el tiempo y el espacio. También es un mecanismo de costo bajo respecto a la sexual, ya que se ahorran recursos involucrados en la polinización, producción de frutos y semillas y recompensas para los dispersores.

La desventaja principal es que su capacidad de dispersión es limitada, que puede compensarse por la monopolización del espacio. Las especies vegetales con el mecanismo de clonalidad, tal vez, puedan resistir mejor las condiciones ambientales extremas o desfavorables, como caso de *L. berlandieri* en el sitio de estudio, y posiblemente *L. tridentata*. Esto confiere ventaja en un periodo determinado de tiempo, después del cual puede ser contraproducente. Esto es así porque las desventajas pueden ser salvadas momentáneamente, pero con el tiempo no hay intercambio genético que permita hacer frente a las condiciones ambientales o bióticas futuras, lo que inevitablemente las puede llevar a la extinción o a ser poco abundantes en el ecosistema. Por ello, la producción de semillas para las plantas clonales no es tan crítico como para las plantas de reproducción sexual. Una ventaja de las plantas con reproducción sexual, además de la recombinación de genes, es que la dispersión de los nuevos individuos puede alcanzar distancias más grandes, lo que eventualmente conduce a la colonización de los mejores espacios para establecimiento de nuevos individuos. Las plantas con reproducción sexual también permiten la articulación de cadenas tróficas con animales que usan recursos como el polen, néctar, frutos y semillas.

La producción de frutos y semillas puede tener una relación directa con la abundancia de roedores. Sin embargo, en El Manantial parece que no se cumple esto, ya que con excepción de *C. mexicana*, la producción de semillas del resto de los cinco arbustos fue abundante (aunque no se cuantificó), con la abundante producción de semillas, esperábamos una gran abundancia de roedores, sin embargo, fue pobre (411 individuos) en los siete periodos de muestreo. No obstante, algunas especies, sobre todo, las de la familia heteromidae se mantuvieron constantes durante los periodos de muestro, aún cuando las semillas aparentemente eran escasas. En el zacatal, encontramos la colonia de perritos de la pradera, los cuales son considerados como un factor que incrementa la diversidad

de invertebrados y vertebrados, incluidos los pequeños mamíferos, (Ceballos *et al.*, 1999), sin embargo, en esta investigación, la parcela más pobre en diversidad de roedores fue precisamente el zacatal, posiblemente debido a la poca abundancia del estrato herbáceo.

Abramsky (1978), concluyó que algunas especies de roedores permanecían constantes en el sitio, si mantenía de forma regular la cantidad de semillas; por lo tanto podría suponer que la abundancia de roedores, tuvo una relación directa con la cantidad de semillas. De forma similar, la notable diferencia en cuanto a composición de especies se refiere, ente el zacatal y los matorrales, sea debido, principalmente a la estructura de la vegetación y como consecuencia al tipo de semilla disponible. En el zacatal, donde predominan las especies herbáceas y gramíneas, capturamos casi exclusivamente a *Perognathus flavus*, roedor pequeño perteneciente a la familia heteromidae, en cambio en las parcelas de muestreo denominadas matorral, con especies arbustivas, herbáceas y gramíneas, encontramos a las seis especies de la misma familia.

La depredación de semillas por animales puede, en teoría, ser importante en todo el proceso de la producción de las semillas.

Los depredadores de semillas, las pueden comer antes o después de la dispersión. Un depredador pre-dispersión reduce en realidad la cantidad de semillas producidas, pero aún permite el proceso de dispersión. Esto pone a estas especies en igualdad de circunstancias a las plantas que producen poca semilla.

Los ratones, en general, pueden jugar un papel dual como depredadores y como dispersores. En nuestra comunidad de roedores no determinamos su papel como depredadores o dispersores, aunque los experimentos de cafetería dieron un indicio al respecto, los resultados no son concluyentes. De manera general, las semillas del arbusto que potencialmente puede ser dispersado o depredado por roedores es *Z. obtusifolia*, por sus características de fruto y preferencia mostrada en



los experimentos de cafetería. Aparentemente, las aves no dispersan las semillas de *Z. obtusifolia*, por lo que sus potenciales dispersores son los mamíferos pequeños y medianos, como la zorra (*Urocyon cinereoargenteus*)

Se ha argumentado que con la falta de especies de megafauna (Janzen, 1986), algunas especies vegetales, como el izote (*Yucca* spp.), han perdido dispersores. Sin embargo, menospreciamos a las especies animales pequeñas como los roedores como actores importantes en la función de depredadores y dispersores de semilla, al respecto, Vander Wall *et. al* (2006) encontraron un supuesto mutualismo obligado entre los roedores y el izote, por su parte Went (1957), menciona que los roedores tienen una gran preferencia por las semillas de del izote. Debido a lo anterior, y aunque no consideramos a esta especie vegetal en la investigación, se deberá tomar en cuenta en un futuro.

No encontramos una asociación entre la actividad de los roedores y tamaño de los manchones de vegetación con la diversidad de especies vegetales. Esto parece ser una evidencia de que predomina la dinámica de las especies clonales sobre las de reproducción sexual y su subsiguiente dispersión. Esto significa que el disturbio de los roedores y sus depredadores, no afecta la riqueza y diversidad de los manchones de vegetación en estos terrenos yesosos. Sin embargo, Chew y Whitford (1992), encontraron que las madrigueras de la rata canguro tenían un efecto positivo sobre el crecimiento, floración y fructificación de *L. tridentata*.

No encontramos diferencias en la diversidad vegetal entre las madrigueras abandonadas (presumiblemente de *C. mexicanus*) y los manchones de vegetación, con lo cual, no podemos determinar si el supuesto contenido de materia orgánica presentes en las madrigueras pudiera tener un efecto positivo en las diferentes especies vegetales.

El gremio de hormigas cosechadoras de semillas en esta zona, está conformado por tres especies del género *Pogonomyrmex*. Es notable que en los

suelos yesosos solo se encuentre *P. desertorum* y no *P. barbatus* y *P. rugosus*, como en las zonas aledañas, tal vez, debido a las características edáficas como textura y relieve (Johnson, 1992). Es importante conocer los factores bióticos y abióticos que hacen posible la presencia o ausencia de algunas especies como lo señala Holway *et al.* (2002). Encontramos hormigueros activos de *P. desertorum* en verano y otoño, pero no en invierno, esto refleja estacionalidad en la actividad de cosecha de semillas para esta especie. Esta especie de hormiga tiene abundancias similares en el matorral y el zacatal, donde el pastoreo se ejerce con la misma intensidad. Si bien es cierto que el pastoreo tiene un efecto adverso sobre *P. desertorum* (Nash *et al.*, 2000), creo que la estructura de la comunidad vegetal, es la responsable de la abundancia de este gremio de animales.

No tenemos datos anteriores para comparar en diferentes años, como se comportan las poblaciones de hormigas y asociarlas a la presencia de ganado de diferente clase, sobretodo caprino. Si bien es cierto que las hormigas son un gremio importante, como consumidores de semillas en los desiertos de Norteamérica, las bajas densidades de hormigueros en el área de estudio, pudiera tener un efecto menor en las comunidades vegetales que las que tienen otras especies como *P. rugosus*, *P. californicus* e incluso la propia *P. desertorum* pero con densidades mayores a 200 hormigueros/ha. Estas grandes densidades sugieren que estas especies pueden tener un efecto significativo sobre la cosecha de semillas, la productividad y composición de las comunidades vegetales (Whitford, 1978).

En las colindancias de nuestra área de estudio encontramos otras especies de hormigas cosechadoras como *P. barbatus* y *P. rugosus* pero no encontramos ninguna de las dos especies mencionadas en nuestra localidad. La ausencia de piedras en nuestra área, pudiera ser un factor que determina la ausencia de las especies de *Pogonomyrmex* mencionadas anteriormente, dado que la termorregulación de la superficie de los hormigueros, está dada al parecer por los

granos de arena, los cuales le da una temperatura al hormiguero que es crítica para el desarrollo exitoso de ciertas actividades (Romey, 2002).

Las hormigas (*P. desertorum*), no tuvieron preferencia de establecimiento de los hormigueros por algún arbusto en particular; tampoco movieron cantidades relevantes de las semillas de los arbustos estudiados, por lo que esta especie no tiene una función determinante en la dinámica de la vegetación de estos arbustos, pero tal vez, si tengan algún efecto en la comunidad de herbáceas, sobre todo como depredadores. La dispersión puede presentarse cuando las semillas por algún motivo son dejadas en el trayecto al hormiguero, o son sacadas accidentalmente y depositadas en las orillas del mismo, como sucede con otras especies del género (MacMahon *et al.*, 2000). La mayoría de los estudios de interacción planta-hormiga han sido dirigidos a la morfología de eliosomas, por lo cual es importante realizar estudios como el llevado a cabo en esta investigación. Los diámetros de los hormigueros de *P. desertorum* son pequeños (304.68 cm<sup>2</sup>), comparados con los de *P. barbatus* y *P. rugosus* que llegan a medir 5.5 m (MacMahon *et al.*, 2000), se ha mencionado que con la construcción de estos hormigueros, se remueve gran cantidad de suelo y con ello la diversidad vegetal también se ve afectada (Beattie y Culver, 1977), aunque *P. desertorum* no remueve las mismas cantidades de suelo, es posible que también tenga un efecto sobre la comunidad vegetal.

La cantidad de hormigueros dentro del zacatal y en el matorral adyacente fue muy similar y al parecer los perritos llaneros no tienen efecto negativo sobre densidad de *P. desertorum*, con lo cual coincide con (Kretzer y Cully Jr., 2001) donde solo encontraron diferencias en la composición de especies pero no en su densidad.

Los modelos de reemplazo mencionados anteriormente nos permitieron plantear un modelo inferencial sobre la dinámica de la vegetación en la región de El Manantial, al Norte de San Luis Potosí. La inclusión del micrositio del arroyo,

que se forma kilómetros antes, permitió obtener dos modelos. En el segundo se incluye el factor humano y el ganado, actores que se consideran, porque son parte del entorno actual, y por ser parte integral del funcionamiento actual del ecosistema.

La importancia de las aves en la conformación de las diferentes comunidades y en particular de ésta, es inobjetable. Sin embargo, no fue posible contestar diferentes preguntas referentes a la dispersión principalmente y el efecto del tracto digestivo sobre las semillas. Se debe de hacer de inicio un inventario en diferentes épocas del año para determinar las especies (residentes y migratorias) y asociarlas con la fenología de las diferentes especies de arbustos. Lo mismo que los roedores que hacen depósitos de semillas, algunas aves lo hacen en ciertos nidos, como *Campylorhynchus brunneicapillus* (J. Luévano obs. per.), los cuales se deben explorar en un futuro.

En la actualidad mantener la estabilidad en una comunidad o en un hábitat determinado es difícil. Las presiones humanas son la razón principal, ya que ocasionan disturbios de diferente índole y escala. Pero quizás no sea el disturbio el problema en si, sino la incapacidad del sistema para soportarlo o que la presión constante de ese disturbio impida la recuperación en un tiempo determinado. Es necesario abordar estudios relacionados con la resiliencia de estos sistemas en el escenario actual o uno de los previstos en los modelos de cambio global.

## 7.1. Literatura

Abramsky, Z. (1978). Small mammal community ecology. Changes in species diversity in response to manipulated productivity. *Oecologia* **34**: 113-23.

- Beattie, A. J. y D. C. Culver. (1977). Effects of the Mound nest of the ant, *Formica obscuripes*, on the surrounding vegetation. *American Midland Naturalist* **97**: 390-399.
- Belsky, A. J. (1986). Population and community processes in a mosaic grassland in the Serengeti, Tanzania. *Journal of Ecology* **74**: 841-856.
- Ceballos, G., J. Pacheco y R. List. (1999). Influence of Prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian Diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments* **41**: 161-172.
- Chew, R. M., and W. G. Whitford. (1992). A long-term positive effect of kangaroo rats (*Dipodomys spectabilis*) on creosotebushes (*Larrea tridentata*). *Journal of Arid Environments* **22**: 375-386.
- Cook, R. U., y R. W. Reeves. (1976). Arroyos and environmental change in the American Southwest. Clarendon Press, Oxford, 213 pp.
- Garcia-Moya, E. y C. M. McKell. (1970). Contribution of Shrubs to the Nitrogen Economy of a Desert-Wash Plant Community. *Ecology* **51**: 81-88.
- Hastings, J. R., y R. M. Turner. 1965. The changing mile. Univ. Arizona Press, Tucson, 317 pp.
- Holway, D. A., A. V. Suarez y T. J. Case. (2002). Role of abiotic factors in governing susceptibility to invasion: a test with Argentine ants. *Ecology* **83**: 1610-1619.
- Janzen, D. H. (1986). Chihuahuan desert nopaleras: defaunated big mammal vegetation. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**: 595-636
- Johnson, R. A. (1992). Soil texture as an influence on the distribution of the desert seed harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *Messor pergandei*. *Oecologia* **89**: 118-124.

- Kellner, K. y O. J. H. Bosch. (1992). Influence of patch formation in determining the stocking rate for southern African grasslands. *Journal of Arid Environments* **22**: 99-105.
- Kretzer, J. E. y J. F. Cully, Jr. (2001). Prairie dog effects on harvester ant species diversity and density. *J. Range Manage.* **54**: 11-14.
- MacMahon, J. A., J. F. Mull y T. O. Crist. (2000). Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp): Their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**:265-91.
- Nash, M. S., W. G. Whitford., V. Zee y K. M. Havstad. (2000). Ant (Hymenoptera: Formicidae) Responses to environmental stressors in the Northern Chihuahuan desert. *Environmental Entomology* **29**: 200-206.
- Romey, W. L. (2002). Does the harvester ant *Pogonomyrmex occidentalis* shape its mound to catch the morning sun? *The Southwestern Naturalist* **47**: 175-181.
- Vander Wall, S. B., T. Esque., M. Garnet y B. A. Waitman. (2006). Joshua tree (*Yucca brevifolia*) seeds are dispersed by seed-caching rodents. *Écoscience* **13**: 539-543.
- Went, F. W. (1957). The experimental control of plant growth. *Chronica Botanica*, Waltham, Mass.
- Whitford, W. G. (1978). Foraging in seed-harvester ants *Pogonomyrmex* spp. *Ecology* **59**: 185-189.

## Apendice I

### Listado nomenclatural de especies vegetales y sus autoridades taxónomicas

Familia	Género	Especie	Nombre común	Autoridad
Anacardiaceae	<i>Rhus</i>	<i>microphylla</i>		Engelm. ex Gray
Rhamnaceae	<i>Condalia</i>	<i>mexicana</i>	mora	Schlecht.
	<i>Ziziphus</i>	<i>obtusifolia</i>	garrapata	(Hook. ex Torr. & Gray) Gray
Solanaceae	<i>Lycium</i>	<i>berlandieri</i>		Dunal
Zygophyllaceae	<i>Larrea</i>	<i>tridentata</i>	gobernadora	(Sessé & Moc. ex DC.) Coville
Cactaceae	<i>Opuntia</i>	<i>imbricata</i>	coyonoistle	(Haw.) DC
	<i>Opuntia</i>	<i>cantabrigensis</i>	Nopal cuija	Lynch
Fabaceae, Mimosoideae	<i>Prosopis</i>	<i>laevigata</i>	Mezquite	(Willd.) M. C. Johnst
Chenopodiaceae	<i>Atriplex</i>	<i>canescens</i>	Costilla de vaca	(Pursh) Nutt
Poaceae (Gramineae)	<i>Bouteloua</i>	<i>chasei</i>	Zacate navajita salina	Swalen
	<i>Muhlenbergia</i>	<i>purpussi</i>	Zacatón	Mez

## Apendice II

### Listado nomenclatural de especies de aves y sus autoridades taxónomicas

Familia	Género	Especie	Nombre común	Autoridad
Odontophoridae	<i>Callipepla</i>	<i>squamata</i>	Codorniz escamosa	(Vigors, 1830)
Picidae	<i>Melanerpes</i>	<i>aurifrons</i>	Carpintero cheje	(Wagler, 1829)
Tyrannidae	<i>Myiarchus</i>	<i>tyrannulus</i>	Papamosca tirano	Vigors, 1825
	<i>Pyrocephalus</i>	<i>rubinus</i>	Mosquero cardenal	Vigors, 1825
Corvidae	<i>Corvus</i>	<i>cryptoleucos</i>	Cuervo llanero	Vigors, 1825
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus</i>	<i>brunneicapillus</i>	Matraca del desierto	Swainson, 1832
	<i>Thryomanes</i>	<i>bewickii</i>	Chivirín cola oscura	(Audubon, 1827)
Sylvidae	<i>Polipotila</i>	<i>melanura</i>	Perlita del desierto	Baird, 1858
Ptilonotidae	<i>Phainopepla</i>	<i>nitens</i>	Capulínero negro	(Swainson, 1838)
Mimidae	<i>Mimus</i>	<i>polyglottos</i>	Cenzontle norteño	(Linnaeus, 1758)



	<i>Toxostoma</i>	<i>curvirostre</i>	Pitacoche	(Swainson, 1827)
Laniidae	<i>Lanius</i>	<i>ludovicianus</i>	Alcaudón verdugo	
Cardinalidae	<i>Cardinalis</i>	<i>sinuatus</i>	Cardenal rojo	Bonaparte, 1838
Emberizidae	<i>Amphispiza</i>	<i>bilineata</i>	Zacatonero garganta negra	(Cassin, 1850)
	<i>Pipilo</i>	<i>fuscus</i>	viejita	Swainson, 1827

Apendice III

Listado nomenclatural de especies de mamíferos y sus autoridades taxónomicas

Familia	Género	Especie	Nombre común	Autoridad
Heteromyidae	<i>Chaetodipus</i>	<i>nelsoni</i>	Ratón de abazones	(Merriam, 1894)
	<i>Chaetodipus</i>	<i>penicillatus</i>	Ratón de abazones	(Woodhouse, 1852)
	<i>Dipodomys</i>	<i>merriami</i>	Rata canguro	Mearns, 1890
	<i>Dipodomys</i>	<i>nelsoni</i>	Rata canguro	Merriam, 1907
	<i>Dipodomys</i>	<i>ordii</i>	Rata canguro	Woodhouse, 1853
	<i>Perognathus</i>	<i>flavus</i>	Ratón de abazones	Baird, 1855
Muridae	<i>Neotoma</i>	<i>albigula</i>	Rata magueyera	Hartley, 1894
	<i>Peromyscus</i>	<i>eremicus</i>	Ratón	(Baird, 1858)
	<i>Peromyscus</i>	<i>maniculatus</i>	Ratón de patas blancas	(Wagner, 1845)
	<i>Peromyscus</i>	<i>truei</i>	Ratón	(Shufeldt, 1885)
	<i>Reithrodontomys</i>	<i>fulvescens</i>	Ratón	J. A. Allen, 1894
	<i>Sigmodon</i>	<i>hispidus</i>	Ratón	Say y Ord, 1825
	<i>Onychomys</i>	<i>arenaricola</i>	Ratón	Mearns, 1896
Sciuridae	<i>Cynomys</i>	<i>mexicanus</i>	Perro llanero	Merriam, 1892
Geomyidae	<i>Cratogeomys</i>	<i>goldmani</i>	Tuza	Merriam, 1895
Mustelidae	<i>Taxidea</i>	<i>taxus</i>	Tlalcoyote	(Schreber, 1977)
Canidae	<i>Vulpes</i>	<i>macrotis</i>	Zorrita del desierto	(Merriam, 1888)