



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

**PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**ORGANIZACIÓN DE MANCHONES DE VEGETACIÓN LEÑOSA Y SU
RELACIÓN CON ROEDORES EN EL SUR DEL
DESIERTO CHIHUAHUENSE**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

BIÓL. GUILLERMO ESPINOSA REYES

DIRECTOR DE TESIS:

DR. RICHARD IVAN YEATON HAWKINS

COMITÉ TUTELAR:

DR. JUAN ROGELIO AGUIRRE RIVERA

DR. JOSÉ LUIS FLORES FLORES

M.C. JUAN ANTONIO REYES AGÜERO

PROYECTO REALIZADO EN:

**INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE ZONAS DESÉRTICAS DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE
SAN LUIS POTOSÍ**

**CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)
BECA-TESIS (CONVENIO No. 172434)**

**LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO A
TRAVÉS DEL PROGRAMA DE FORTALECIMIENTO AL POSGRADO
NACIONAL (PIFOP - SEP).**

DEDICATORIA

A mis padres Guillermo Espinosa Moreno y Soledad Reyes Romero por su amor, amistad, confianza, comprensión y por los valores que en mi han fomentado. Su apoyo ha sido crucial en muchas etapas de mi vida. Agradezco infinitamente su respaldo en todas las decisiones que hasta el momento he tomado y por que se que siempre puedo contar con ellos. A Ustedes les debo mucho, los amo.

A mi hermano Fernando Espinosa Reyes, su esposa Yesenia Arellano y a su hermosa hija Andrea. Por su amistad incondicional, cariño, comprensión y por que estoy seguro de que siempre puedo contar con ellos.

A Virginia Gabriela Cilia López por su amor, amistad, confianza, comprensión y apoyo incondicional. Por ser mi cómplice en muchas cosas. Por soportarme todos estos años que en su mayoría han estado llenos de momentos felices, aunque también hemos pasado por momentos difíciles, pero siempre los hemos superado, porque estamos juntos. Te amo Vicky.

A la “Band of Brothers”, ya que a pesar de andar regados en diversas partes del mundo nuestra amistad y confianza no aminora, porque es verdadera.

AGRADECIMIENTOS

Instituciones:

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la asignación de una beca (No. 172434), que solventó parte de los gastos de campo asociados a la presente investigación.

Al Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales por la formación académica recibida en sus aulas, vinculada a mi formación profesional.

Al Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, por las facilidades otorgadas para la realización del presente trabajo.

Personas:

A mi director de tesis Dr. Richard Ivan Yeaton Hawkins por su apoyo y ayuda en el planteamiento y ejecución de este trabajo. Por esclarecer todas mis dudas conceptuales durante la realización del mismo y haberme brindado amablemente su experiencia y conocimientos.

A mis asesores Dr. Juan Rogelio Aguirre Rivera, M.C. Juan Antonio Reyes Agüero y Dr. José Luis Flores Flores, por su participación y disposición a dedicar su tiempo para atender los asuntos relacionados con mi trabajo de tesis. Por sus comentarios y correcciones siempre atinados para poder llevar a buen termino este trabajo.

Al Dr. Leonardo Chapa Vargas por aceptar amablemente participar como sinodal. Sus cuestionamientos y sugerencias fueron muy valiosos para mejorar este trabajo.

Al Sr. José García Pérez taxónomo del herbario Isidro Palacios (SLPM) por haber realizado la determinación de las especies vegetales

Al M.C. Jaime Luévano Esparza por brindarme su amistad y por su invaluable apoyo en la captura y determinación de las especies de roedores.

A Don Francisco Ramírez y Doña Rosa por haberme brindado su apoyo durante mi estancia en el ejido La Purísima de Abajo.

A Ing. Raquel Tovar Gutiérrez (†) por su grata compañía y su valiosa ayuda en todas las salidas al campo.

A M.C. Jorge Flores Cano, M.C. Pedro Castillo Lara y M.C. Guillermo Martínez de la Vega por brindarme siempre su apoyo, consejos y confiar en mi.

A Ing. Hugo Ramírez Tobías, C.P. María Luisa Almendárez Marín, Ing. Gabriela García Pedraza, Ing. Christian Michel Cuello, M.C. José Hernández Oria, Aidé, Betzabe y Omar, por brindarme su amistad, les agradezco los gratos momentos vividos.

A M.C. Diana Rocha Amador y M.C. Rogelio Costilla Salazar por su amistad y apoyo incondicional desde que llegue a tierras potosinas, pocos como Ustedes.

A Biól. Donají González Mille y Biól. Cesar Ilizaliturri por su amistad y porque se que siempre puedo contar con ellos.

A Biól. Gabriela Cilia López por su valioso apoyo en campo y por todos los momentos felices que hemos vivido.

Seguramente los recuerdos me deben estar haciendo cometer omisiones involuntarias de algunos nombres, pero aún así gracias a todos los que de manera directa o indirecta me apoyaron para concluir este trabajo.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 2.- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	4
2.1 Fisiografía	5
2.2 Clima.....	5
2.3 Geología	6
2.4 Suelos.....	7
2.5 Vegetación.....	8
2.6 Fauna.....	8
2.7 Uso de los recursos naturales en la región.....	9
2.7.1 Caza y recolección.....	10
2.8 Aspectos socioeconómicos.....	11
CAPÍTULO 3.- DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES Y RIQUEZA DE NUTRIMENTOS EDÁFICOS SOBRE MANCHONES DE VEGETACIÓN LEÑOSA Y ÁREAS ADYACENTES	12
3.1 RESUMEN.....	12
3.2 INTRODUCCIÓN	13
3.3 METODOLOGÍA	16
3.3.1 Composición florística	16
3.3.2 Cobertura de especies vegetales	16
3.3.3 Densidad de especies vegetales.....	17
3.3.4 Nutrientes edáficos.....	17
3.4 RESULTADOS	18
3.4.1 Composición florística	18
3.4.2 Cobertura vegetal total	19
3.4.3 Densidad vegetal total.....	21
3.4.4 Cobertura por especies	22
3.4.5 Densidad de especies	25

3.4.6 Número de especies vegetales dentro de los manchones de vegetación leñosa y en un área adyacente sin manchón	28
3.4.7 Nutrientes edáficos (bioanálisis con rábanos <i>Raphanus sativus</i> L.).....	29
3.4.8 Área foliar	31
3.4.9 Biomasa seca.....	32
3.4.10 Biomasa fresca.....	32
3.5 DISCUSIÓN	33
3.6 CONCLUSIONES	37
CAPÍTULO 4.- PATRONES DE ORGANIZACIÓN DE ESPECIES ARBUSTIVAS Y PROCESOS DE DISPERSIÓN SOBRE MANCHONES	38
4.1 RESUMEN.....	38
4.2 INTRODUCCIÓN	39
4.3 METODOLOGÍA	41
4.3.1 Categoría de riqueza de especies.....	41
4.3.2 Grupos funcionales de especies	42
4.3.3 Dispersión de semillas	42
4.4 RESULTADOS	43
4.5 DISCUSIÓN	48
4.6 CONCLUSIONES	52
CAPÍTULO 5.- DIVERSIDAD DE ESPECIES DE ROEDORES EN UN MATORRAL SEMIÁRIDO DEL SUR DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE.....	54
5.1 RESUMEN.....	54
5.2 INTRODUCCIÓN	55
5.3 METODOLOGÍA	57
5.3.1 Definición operativa de manchón de vegetación leñosa	57
5.3.2 Captura-recaptura de roedores	58
5.3.3 Asociación roedor-cobertura de especies vegetales.....	60
5.3.4 Número de trampas por estación de captura	61
5.3.5 Desplazamiento de roedores	62

5.4 RESULTADOS	62
5.4.1 Abundancia relativa.....	62
5.4.2 Proporción de sexos.....	64
5.4.3 Diversidad de roedores	65
5.4.4 Asociación roedor-cobertura	65
5.4.5 Número de trampas por estación de captura	66
5.4.6 Desplazamiento de roedores	67
5.4.7 Captura de roedores por estación.....	67
5.5 DISCUSIÓN	69
5.6 CONCLUSIONES	72
CAPÍTULO 6.- CONCLUSIONES GENERALES.....	74
LITERATURA CITADA.....	76
ANEXO I.....	85

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1.- Principales cultivos en el municipio de Pinos, Zacatecas.....	9
Cuadro 2.- Producción animal en Pinos, Zacatecas (1991-1992).	10
Cuadro 3.- Familias mejor representadas dentro de manchones en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.	19
Cuadro 4.- Familias mejor representadas fuera de manchones en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.	19
Cuadro 5.- Cobertura vegetal total media dentro y fuera de los manchones. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$. Letras iguales entre filas indican diferencias no significativas.....	20
Cuadro 6.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).	20
Cuadro 7.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de áreas adyacentes a los manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).	20
Cuadro 8.- Densidad vegetal total media dentro y fuera de los manchones. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$	21
Cuadro 9.-Valores de p entre cada una de las comparaciones de densidad total de manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).	21

Cuadro 10.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de áreas adyacentes a los manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).	22
Cuadro 11.- Número de plántulas de rábano (n=60) que mostraron síntomas de deficiencia de nutrimentos (P, N, y K) crecidos en suelo extraído de manchón y suelo fuera de manchón. Análisis de chi-cuadrada (X^2) tabla de contingencia de 2 x 2.	30
Cuadro 12.- Área foliar cm^2 de hojas de rábano 30 días después de haber sido sembradas.	31
Cuadro 13.- Comparación de biomasa seca (g) total (promedio \pm error estándar), raíz tuberizada, raíces y hojas de rábanos crecidos en sustrato con manchón y sin manchón. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencia significativa $p < 0.05$ (t-student para dos muestras independientes). n = 30 en cada caso.....	32
Cuadro 14.- Comparación de biomasa fresca (g) total (promedio \pm error estándar), raíz tuberizada, raíces y hojas de rábanos crecidos en sustrato con manchón y sin manchón. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencia significativa $p < 0.05$ (t-student para dos muestras independientes). n = 30 en cada caso.....	33
Cuadro 15.- Valores observados y esperados del número de individuos por especie en cada grupo funcional y categoría de riqueza de especies en los manchones. Probabilidades y direcciones de las diferencias, basado en los resultados de la partición de grados de libertad de una tabla de contingencia de 3 x 4 de grupos funcionales de especies y categorías de riqueza de especies. + = valor observado > esperado; - = valor observado < esperado.....	46
Cuadro 16.- Formas de dispersión de semillas de cada una de las especies que conforman los grupos funcionales.....	47

Cuadro 17.- Abundancia relativa de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.....	63
Cuadro 18.- Peso promedio de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.....	64
Cuadro 19.- Cobertura vegetal m ² asociada a las dos especies principales de roedores del área de estudio.....	66
Cuadro 20.- Recorrido (m) de las dos especies principales de roedores del área de estudio.....	67

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1.- Localización del área de estudio.....	4
Figura 2.- Temperatura y precipitación promedio de 29 años (1961-1990) registradas en la estación meteorológica de San Isidro del Peñón Blanco, Mpio. de Salinas de Hidalgo, S. L. P. (22° 38' latitud N, 101° 43' longitud O y 2100 msnm) (SMN, 1990).....	6
Figura 3.- Cobertura (promedio ± error estándar) de especies vegetales dentro de manchones de vegetación leñosa a (b) Larrea tridentata, c (d) Salvia ballotaeflora, e (f) Mimosa zygophylla, g (h) Jatropha dioica, i Flourensia cernua, j Acacia constricta, k Berberis trifoliolata, l Opuntia cantabrigiensis, m Opuntia imbricata y n Gymnosperma glutinosum.	24
Figura 4.- Densidad (promedio ± error estándar) de especies dentro de manchones de vegetación leñosa. a (b) Larrea tridentata, c (d) Salvia ballotaeflora, e (f) Mimosa zygophylla, g (h) Jatropha dioica, i Flourensia cernua, j Acacia constricta, k Berberis trifoliolata, l Opuntia cantabrigiensis, m Opuntia imbricata y n Gymnosperma glutinosum.	27
Figura 5.- Relación entre el área (m ²) y el número de especies vegetales en manchones de vegetación leñosa.	28
Figura 6.- Relación entre el área (m ²) y el número de especies vegetales fuera de los manchones de vegetación leñosa.	29
Figura 7.- Plantas de rábano crecidas en sustrato de manchón.	30
Figura 8.- Deficiencia de nutrimentos en plántulas de rábano.....	31

Figura 9.- Manchones de diferentes edades. a. Joven; b. Maduro.	35
Figura 10.- Gráficas de tendencia de las especies del grupo funcional uno (a), dos (b) y tres (c). Categoría de riqueza de especies 1 = uno a tres; 2 = cuatro a seis; 3 = siete a nueve y 4 = 10 a 12 o más especies. Acco = <i>Acacia constricta</i> , Betr = <i>Berberis trifoliolata</i> ; Coer = <i>Condalia ericoides</i> , Flce = <i>Flourensia cernua</i> , Jadi = <i>Jatropha dioica</i> , Latr = <i>Larrea tridentata</i> , Mibi = <i>Mimosa biuncifera</i> , Mizy = <i>M. zygophylla</i> , Opca = <i>O. cantabrigiensis</i> , Opim = <i>O. imbricata</i> , Opra = <i>O. rastrera</i> ; Saba = <i>Salvia ballotaeflora</i> y Rhmi = <i>Rhus microphylla</i>	45
Figura 11.- Fisonomía de cada una de las bandas a lo largo del gradiente de vegetación y perfil del área de estudio.	58
Figura 12.- Colocación de las trampas Sherman para captura viva dentro de cada parcela grande.	59
Figura 13.- Ejemplo de marcado de roedores, en este caso el número de marca es 157 ya que se cortó el primer dedo de las manos (centena), el quinto dedo de las patas (decena) y el séptimo dedo de las manos (unidad) (Figura tomada de Luévano, 1985).	60
Figura 14.- Ejemplo de trazado de parcelas de 2 x 2 m en cada una de las parcelas de 50 x 50 m.	61
Figura 15.- Dos trampas por estación de captura.	62
Figura 16.- Abundancia relativa de las especies de roedores capturados en el ejido La Purísima, Pinos, Zacatecas. Neme = <i>Neotoma mexicana</i> , Onto = <i>Onychomys torridus</i> , Peer = <i>Peromyscus eremicus</i> , Pefl = <i>Perognathus flavus</i> , Liir = <i>Liomys irroratus</i> , Chpe = <i>Chaetodipus penicillatus</i> , Chne = <i>Chaetodipus nelsoni</i> , Dior = <i>Dipodomys ordii</i> y Dime = <i>Dipodomys merriami</i>	63

- Figura 17.- Proporción de sexos de las especies de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas..... 64
- Figura 18.- Porcentaje de roedores capturados y recapturados durante tres estaciones del año. 68
- Figura 19.- Porcentaje estimado de la captura y recaptura de las especies de roedores en el área de estudio. **Pefl**=*Perognathus flavus*, **Neme**=*Neotoma mexicana*, **Liir**=*Liomys irroratus*, **Onto**=*Onychomys torridus*, **Dior**=*Dipodomys ordii*, **Peer**=*Peromyscus eremicus*, **Chpe**=*Chaetodipus penicillatus*, **Chne**=*Chaetodipus nelsoni* y **Dime**=*Dipodomys merriami*. 68
- Figura 20.- Variación estacional en el porcentaje de roedores capturados y recapturados de las especies más representativas en el sitio de estudio. 69

CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN

Diversos autores mencionan que la invasión de pastizales por especies leñosas de porte arbóreo y arbustivo es un problema común en las regiones de pastoreo áridas y semiáridas del Planeta. Esta invasión reduce la producción y provoca cambios en la composición del estrato herbáceo (Glendening, 1952; Archer *et al.*, 1988; Archer, 1990). Además, el sobrepastoreo por bovinos favorece de manera indirecta el establecimiento de plantas leñosas (Archer, 1990).

¿Cómo puede un disturbio mantener especies de plantas y animales en un sistema? Los disturbios son cuestión de escala. Hay disturbios pequeños y frecuentes, por ejemplo la caída de un árbol, y disturbios mayores que afectan extensas áreas barridas por el fuego, sepultadas bajo cenizas volcánicas, desgajadas por corrimientos de suelo o desnudadas por la acción humana (Smith y Smith, 2001).

Los mamíferos herbívoros de hábitos excavadores pueden alterar la abundancia y composición de plantas cerca de sus madrigueras; de manera directa al consumir las plantas e indirecta por la alteración del suelo y sus nutrientes, lo que puede afectar el crecimiento de las plantas. Estos disturbios pueden influir en la tasa sucesional de la comunidad vegetal (Swihart y Picone, 1991). De igual forma, Yeaton y Esler (1990) mencionan que la dinámica sucesional de la vegetación en el Karoo de Sudáfrica se da por la combinación de disturbios y los subsecuentes cambios en el suelo. Muchos de estos disturbios son causados por animales de hábitos excavadores, debido a que sus madrigueras cambian las características del suelo.

En los pastizales del sur del Desierto Chihuahuense en el norte de México, el sobrepastoreo por bovinos ha estimulado el crecimiento de poblaciones de ratas magueyeras *Neotoma* spp., ratas canguro *Dipodomys* spp., otras especies de roedores, así como liebres *Lepus* spp., debido al aumento en la heterogeneidad del hábitat que causa el ganado (Mellink y Valenzuela, 1995). El fuego es un poderoso agente de disturbio que altera las poblaciones de *Neotoma* spp., ya que las zonas

quemadas son rápidamente colonizadas por *Dipodomys* spp., y se genera una competencia interespecífica por el espacio disponible (Simons, 1991).

Un "manchón" se define como una zona discreta con composición diferente de especies vegetales. Usualmente son áreas con composición de plantas leñosas dentro de una matriz graminoide. A escala de paisaje hay diferentes tipos de manchones de vegetación que se pueden definir por sus especies dominantes. Los disturbios y su efecto en la dinámica de la vegetación dependen de las características de cada manchón. La textura del suelo, topografía, así como factores edáficos y microclimáticos, son importantes en la formación de manchones de tamaño y composición variable. Dentro de esta gama de múltiples disturbios, a escala pequeña, las madrigueras hechas por los roedores afectan la estructura del paisaje (Fields *et al.*, 1999).

Se ha demostrado que la cobertura vegetal tiende a ser más baja y la diversidad de especies más alta sobre madrigueras que en áreas adyacentes, debido a la mayor cantidad de agua y nitrógeno en el suelo que existe sobre estas áreas (Fields *et al.*, 1999).

Los manchones de especies arbustivas son importantes para las regiones áridas y semiáridas, ya que contribuyen a mantener la diversidad de estos ecosistemas. Además aminoran la erosión de los suelos, ya que la fuerza de la precipitación se atenúa al golpear en los doseles de los arbustos; por lo tanto, el agua que escurre lo hace a menor velocidad y así arrastra una menor cantidad de suelo. La vegetación arbustiva también reduce el potencial erosivo del viento (Gutiérrez, 2001).

Las regiones áridas y semiáridas muestran usualmente un patrón en mosaico (Yeaton y Romero-Manzanares, 1986), de manchones con biomasa relativamente alta dispersos en una matriz de suelo con poca o nula cobertura vegetal (Aguiar y Sala, 1999). Este patrón de mosaico puede ocurrir en comunidades vegetales relativamente homogéneas y no presentar cambios en el tiempo, por lo tanto, se infiere que los manchones de vegetación representan estadios sucesionales estables. Por ejemplo, Gutiérrez (2001) menciona que en las zonas áridas y semiáridas de Chile no han existido cambios significativos en la cobertura de los

manchones de vegetación leñosa durante los últimos 50 años, lo cual indica una gran estabilidad de estos manchones de vegetación.

Por lo tanto, en el presente trabajo se pretende conocer si los manchones de vegetación leñosa favorecen la diversidad de flora y fauna, conocer si los roedores contribuyen a la formación de los manchones y postular hipótesis acerca de la dinámica sucesional de las especies vegetales que forman los manchones. Con todo lo anterior es factible conocer la función que tienen los manchones sobre la diversidad vegetal y animal, así como la dinámica sucesional de especies arbustivas en la porción sur del Desierto Chihuahuense.

El objetivo general de este trabajo es estudiar la estructura de los manchones de vegetación leñosa y su relación con los roedores en la porción sur del Desierto Chihuahuense.

Los objetivos particulares son:

- Caracterizar los manchones de vegetación leñosa y evaluar las diferencias en disponibilidad de nutrientes edáficos, respecto a las zonas abiertas de pastizal.
- Establecer grupos funcionales sucesionales de especies con base en la riqueza de manchones de vegetación leñosa y su forma de dispersión. Analizar la dinámica sucesional de las especies que forman los manchones.
- Estimar la diversidad de especies de roedores en un matorral semiárido del sur del Desierto Chihuahuense.

CAPÍTULO 2.- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se realizó en el ejido La Purísima de Abajo ($22^{\circ} 30' N$ y $101^{\circ} 36' O$), perteneciente al municipio de Pinos, Zacatecas (Figura 1a). El sitio se localiza aproximadamente 26 km al norte de la cabecera municipal, a una altitud de 2170 msnm (Figura 1b). Esta zona forma parte de la porción sur del Desierto Chihuahuense (Figura 1c).

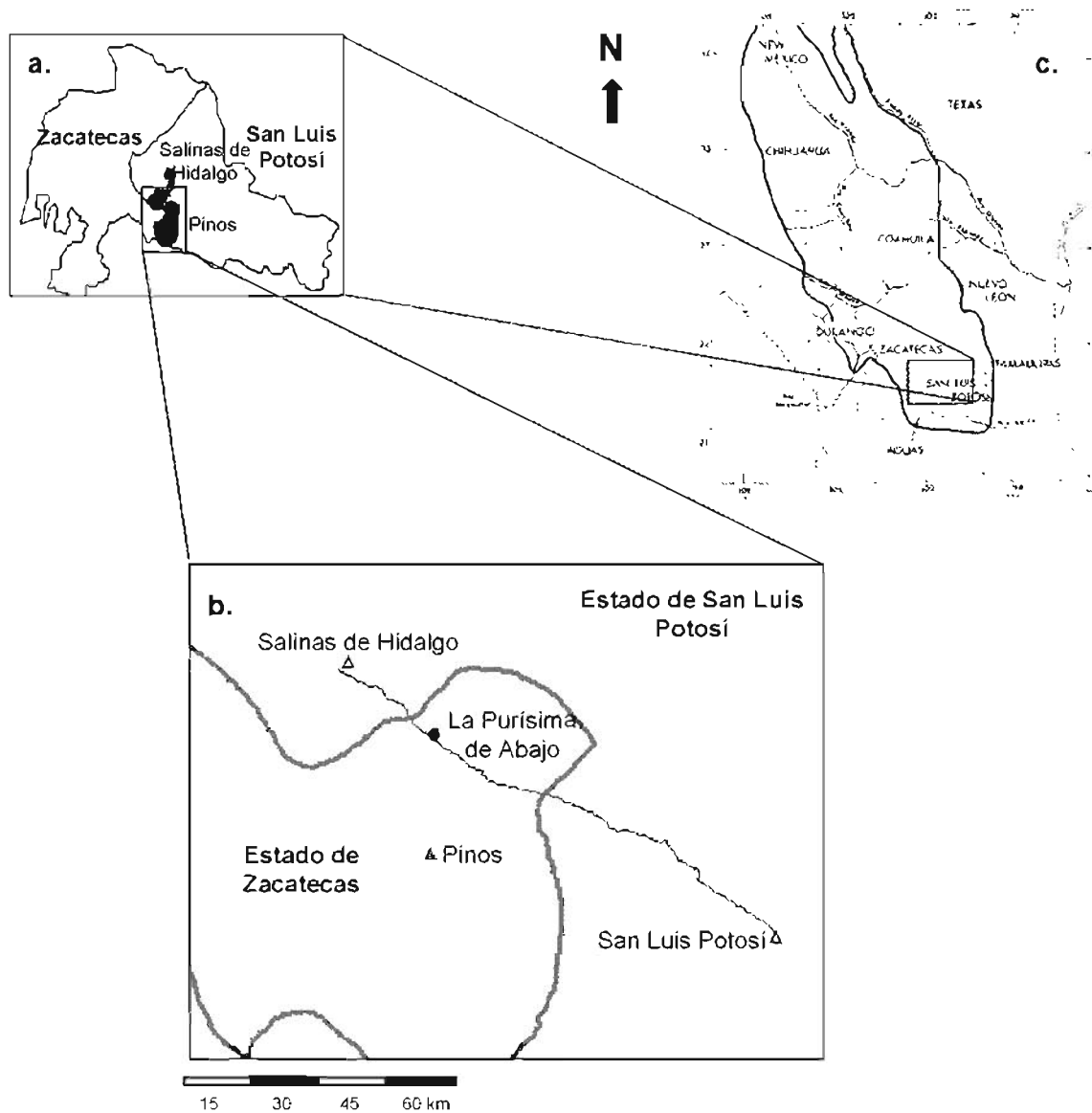


Figura 1.- Localización del área de estudio. a. Estados de San Luis Potosí y Zacatecas. b. Sitio de estudio ejido La Purísima de Abajo. c. Límites del Desierto Chihuahuense (Wauer y Riskind, 1974).

2.1 Fisiografía

El área de estudio pertenece a la provincia fisiográfica Altiplanicie del Centro, que se localiza en la región central de la república mexicana y se extiende hacia el sur desde el río Nazas hasta colindar con el Eje Neovolcánico (INEGI, 2002).

En particular el área de estudio se localiza en la subprovincia Llanuras y Sierras Potosino-Zacatecanas, la cual se caracteriza por un complejo de sierras, mesetas, lomeríos y llanuras y comprende la porción centro-norte de la provincia. Es en el occidente de esta subprovincia donde se localiza la gran llanura desértica potosino-zacatecana, a unos 2,000 m de altitud (INEGI, 2002).

De acuerdo con Flores (1985), el área de estudio pertenece a la provincia fisiográfica Altiplanicie Septentrional, Subregión de Villa de Cos, Sistema Terrestre El Tecamate, Salinas, San Luis Potosí (Kc 1.17). Este sistema terrestre se compone por material litológico tipo conglomerado y suelos de origen aluvial en los valles al pie de las laderas, y afloramientos aislados de las formaciones Indidura y Caracol. Además son comunes las tierras con relieve ondulado, esto se puede atribuir a las formaciones Indidura y Caracol, encubiertas en gran medida por aluvión con reacción calcárea. En esta región dominan las pendientes de entre el 1 y 2%

2.2 Clima

El clima presente en el área de estudio es seco templado con lluvias en verano BS₀kw (García, 1988). La temperatura media anual es de 12 a 18 °C, la temperatura media del mes más frío oscila entre -3 y 18 °C y la del mes más caliente es mayor a 18 °C. La precipitación total anual va de 300 a poco más de 400 mm (INEGI, 2002). En la Figura 2 se presenta el diagrama ombrotérmico de la estación meteorológica San Isidro del Peñón Blanco (22° 38' latitud N, 101° 43' longitud O y 2100 msnm), localizada 13 km al oeste del sitio de estudio con datos de precipitación y temperatura promedio obtenidos de 29 años (SMN, 1990). Con base en los datos climatológicos de dicha estación se puede afirmar que la temperatura media anual es de 16.8 °C, la temperatura media del mes más caliente (mayo y junio) llega a los 20.6 °C y la temperatura media del mes más frío (enero) es de 11.6 °C. La

precipitación media anual es baja ya que sólo se reciben 336.2 mm; el 74% de la precipitación se presenta entre los meses de junio y octubre.

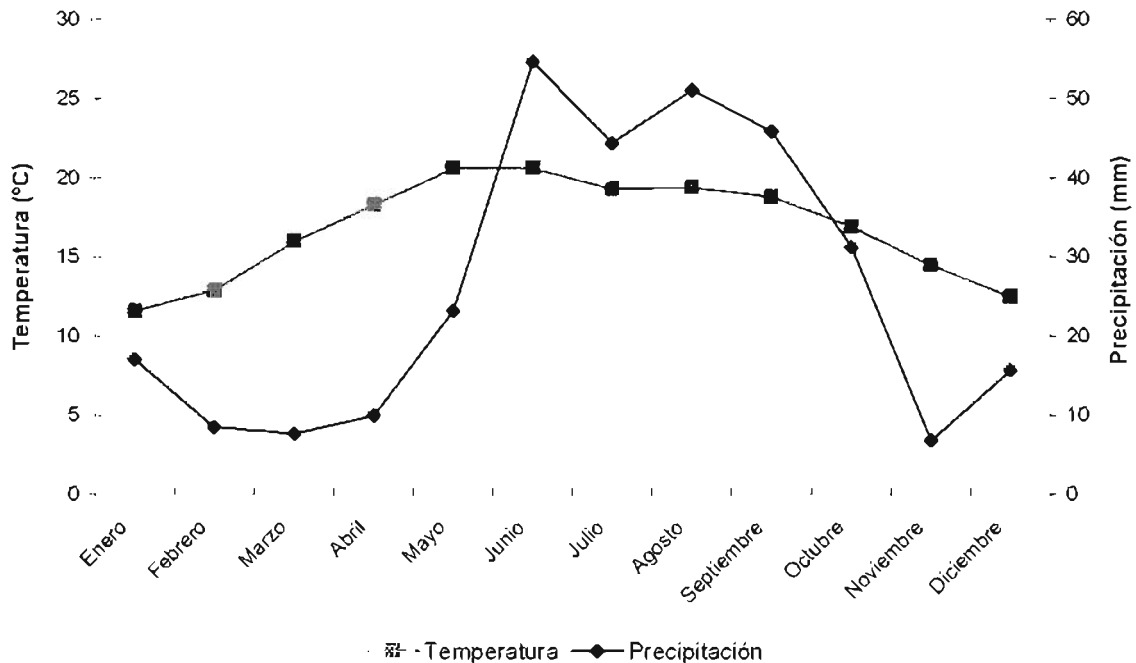


Figura 2.- Temperatura y precipitación promedio de 29 años (1961-1990) registradas en la estación meteorológica de San Isidro del Peñón Blanco, Mpio. de Salinas de Hidalgo, S. L. P. (22° 38' latitud N, 101° 43' longitud O y 2100 msnm) (SMN, 1990).

2.3 Geología

El altiplano potosino-zacatecano se formó en la era cenozoica. La geología histórica de la región donde se realizó este trabajo corresponde al periodo cuaternario clástico continental (Qal) y comprende depósitos detríticos (gravas) en proceso de consolidación. La litología en la región se compone por grava sin clasificar de subredondeada a angulosa, su tamaño varía de 5 cm a 1 m, predominando las de 15 a 20 cm de diámetro. Algunas veces se presentan cementadas pobremente por caliche y arcillas. El material detrítico más grueso generalmente se encuentra en las laderas de las montañas y hacia los valles

disminuye su granulometría hasta convertirse en gravas, arenas y limos (Anónimo, 1992a y 1992b).

En el área de estudio predominan las rocas sedimentarias de origen marino y dentro de ellas las calizas son las más abundantes; también existen zonas pequeñas con rocas ígneas, principalmente derrames de basaltos. Esta región fue afectada por vulcanismo durante el periodo Terciario, por lo que actualmente se compone de llanuras amplias interrumpidas por sierras (INEGI, 2002).

2.4 Suelos

En las regiones áridas y semiáridas predominan los xerosoles; éstos se caracterizan por tener horizonte A ócrico, el cual contiene una mayor cantidad de arcilla que el horizonte subyacente y a menudo contiene menos limo y arena fina pero cantidades mayores de arena gruesa y grava y un contenido moderado de materia orgánica; pueden presentar horizonte B cámbrico, con características incipientes de otros horizontes B argilúvico (arcillas), nátrico (sodio), spódico (hierro y materia orgánica) y óxico (permeables); su pH varía de neutro a ligeramente alcalino (FitzPatrick, 1984). En condiciones de disponibilidad de agua permiten una elevada producción agrícola (Aguilera, 1989).

En el área de estudio predomina el xerosol cálcico, el cual se caracteriza por tener una capa formada por la acumulación de material calcáreo. Otros tipos de suelos presentes en la región son litosol, feozem y rendzina. Los litosoles son suelos someros con una profundidad menor que 25 cm, sobreyacen directamente en la roca o en una fase dura, son de color grisáceo oscuro, de textura media y pH ligeramente alcalino. Los feozems son suelos con horizonte melánico (capa superficial blanda de color oscuro, rica en materia orgánica y nutrientes). Las rendzinas son suelos con horizonte melánico que se encuentran directamente sobre material calcáreo; su fertilidad es alta en actividades agropecuarias con cultivos de raíces someras (FitzPatrick, 1984; Aguilera, 1989).

Debido a que en esta región predomina el relieve ondulado, en las bajadas y valles el suelo es de origen aluvial, formado por el depósito de materiales derivados de rocas sedimentarias e ígneas.

2.5 Vegetación

De acuerdo con Rzedowski (1978), el tipo de vegetación general en la región es el matorral xerófilo. De los tipos de matorrales el de mayor presencia en la zona es el matorral desértico micrófilo, el cual se distingue por la predominancia de elementos arbustivos con hojas o folíolos pequeños, y por ocupar terrenos planos y partes inferiores de los cerros de una gran zona del altiplano con clima árido. Las principales especies arbustivas son: gobernadora (*Larrea tridentata*), mezquite (*Prosopis laevigata*), hojasén (*Flourensia cernua*), costilla de vaca (*Atriplex canescens*), palma china (*Yucca filifera*), huizache (*Acacia constricta*), nopal rastrero (*Opuntia rastrera*), tasajillo (*Opuntia leptocaulis*), nopal duraznillo (*Opuntia leuchotricha*), nopal cuijo (*Opuntia cantabrigiensis*), *Rhus microphylla*, *Condalia ericoides*, *Buddleia scordioides*, gatuño (*Mimosa zygophylla*, *M. biuncifera*) y maguey (*Agave salmiana*) (Rzedowski, 1961).

Las principales especies de gramíneas son: pajilla tempranera (*Setaria macrostachya*), zacatón alcalino (*Sporobolus airoides*), zacate búfalo (*Buchloe dactyloides*), navajita azul (*Bouteloua gracilis*), liendrilla aparejo (*Muhlenbergia repens*), liendrilla salina (*Muhlenbergia villosa*), zacate seis semanas (*Bouteloua simplex*), zacate burro (*Scleropogon brevifolius*), zacate borreguero (*Tridens pulchellus*), zacate camalote (*Paspalum distichum*) y zacate guía (*Panicum obtusum*) (Rzedowski, 1961). En el Anexo I se muestra la lista de especies vegetales recolectadas en el ejido la Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas y la autoridad de cada una de las especies vegetales.

2.6 Fauna

En general, por el tipo de vegetación, la fauna que se puede encontrar en la región son mamíferos de talla media y pequeña, principalmente roedores, aves, una gran riqueza de reptiles y algunos anfibios.

2.7 Uso de los recursos naturales en la región

La principal actividad en el municipio de Pinos, Zacatecas es la producción de cosechas. De los 60 ejidos y comunidades agrarias, 58 se dedican a esta actividad; los principales cultivos anuales son frijol, maíz, avena forrajera y trigo, y el nopal tunero es el principal cultivo perenne (Cuadro 1). Otras actividades son la producción animal, la caza y recolección (INEGI, 1994).

Cuadro 1.- Principales cultivos en el municipio de Pinos, Zacatecas.

Cultivo	Superficie cultivada (ha)		Producción obtenida (t)	
	Ciclo p/v	Ciclo of/i	Ciclo p/v	Ciclo of/i
Frijol	577, 888	0	353, 348	0
Maíz	313, 176	0	223, 428	0
Avena forrajera	0	4, 196	0	4, 044
Trigo	0	290	0	290
Nopal tunero	8, 398		6,180	

Fuente: (INEGI, 1993).

En los agostaderos del altiplano potosino-zacatecano predomina el ganado caprino. Las cabras se utilizan desde el siglo XVI, cuando cubrían las siguientes funciones: aprovechar productos inhábiles para ovinos o bovinos, producir las pieles necesarias para la confección de botas para el transporte del mezcal y producir el sebo para el alumbrado de las casas (López, 1983).

En el municipio de Pinos, el aprovechamiento ganadero es principalmente de ganado caprino y bovino; también se aprovechan otros tipos de ganado e incluso insectos, aunque en menor grado como se muestra en el Cuadro 2 (INEGI, 1993).

Cuadro 2.- Producción animal en Pinos, Zacatecas (1991-1992).

Ganado	Número de cabezas
Caprino	41,536
Bovino	40,275
Aves	29,864
Ovino	29,750
Equino	28,219
Porcino	7,583
Abejas	603*

*Número de colmenas. INEGI (1993).

2.7.1 Caza y recolección

Para el Altiplano Potosino-Zacatecano, Mellink *et al.* (1986) mencionan que la fauna silvestre tiene los siguientes usos: autoconsumo, medicinal, amuletos, aves de jaula, mascotas, cetrería, juguetes, producción de cera, peletería y taxidermia, de los cuales el primero es el más importante. También mencionan que la utilización de la fauna silvestre es una actividad de gran importancia para los campesinos del altiplano potosino-zacatecano. Por una parte, representa un aporte de nutrimentos esenciales para la mayoría de la población y por otra, un ingreso económico adicional para cierta parte de la población. También la utilización de la fauna silvestre está fuertemente ligada a la marginación socioeconómica de los pobladores de esta zona (Mellink *et al.*, 1986). El mejor ejemplo lo representa la rata magueyera *Neotoma albigula*, uno de los mamíferos silvestres más utilizado en el altiplano potosino-zacatecano. Esta especie es, en ocasiones, la principal fuente de carne para el campesino y ha estado sujeta a comercialización por lo menos desde el siglo XIX (Rangel y Mellink, 1993).

2.8 Aspectos socioeconómicos

Después de convivir con los pobladores del ejido La Purísima de Abajo fue posible percatarse de que producen principalmente maíz, frijol y calabacita. La producción animal se basa en la cría de ganado caprino, bovino y ovino; con la leche (cabras y vacas) hacen quesos para venderlos en los mercados de los municipios de Pinos, Zacatecas y Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí; la carne es para autoconsumo, principalmente en fiestas. Algunas personas cuentan con ganado equino. Como ganadería de traspatio se tienen cerdos y gallinas. Algunas personas cazan conejo (*Sylvilagus audobonii* **Baird**), liebre (*Lepus callotis* **Wagler**) y rata magueyera (*Neotoma mexicana* **Baird**) para consumo familiar.

El maguey (*Agave salmiana*) de los agostaderos del ejido La Purísima de Abajo se utiliza para extraer aguamiel y gusano de maguey; sus pencas son utilizadas como forraje para el ganado bovino y se recolectan cabezas o piñar para venderlos en La Pendencia (mezcalera localizada unos 8 km al SE).

El nopal cardón (*Opuntia streptacantha*) y el nopal tapón (*Opuntia robusta*) son dos especies bien representadas en esta área; de ellos se aprovecha el fruto y el nopalito para autoconsumo, pero también se utilizan como forraje para el ganado bovino. De la palma china (*Yucca filifera*) aprovechan la flor y los frutos para autoconsumo.

En la zona existe una fuerte emigración principalmente de varones hacia distintos lugares de los Estados Unidos, donde se emplean en la industria de la construcción y recolecta de cosechas, entre otras actividades. También, hay emigración estacional durante la época seca a ciudades como Monterrey, San Luis Potosí y Zacatecas.

CAPÍTULO 3.- DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES Y RIQUEZA DE NUTRIMENTOS EDÁFICOS SOBRE MANCHONES DE VEGETACIÓN LEÑOSA Y ÁREAS ADYACENTES

3.1 RESUMEN

Los ecosistemas áridos y semiáridos han sido sometidos recientemente a disturbios como el sobrepastoreo y la agricultura, estas actividades han modificado su composición y dinámica. Estos cambios se deben al incremento de especies leñosas y suculentas dentro de la matriz de pastizal, lo que usualmente sucede en la formación de manchones de vegetación de porte arbustiva. El objetivo fue caracterizar los manchones de vegetación leñosa y evaluar las diferencias en disponibilidad de nutrientes edáficos, respecto a las zonas abiertas de pastizal.

El sitio de estudio fue una loma con una pendiente aproximada de 6% en la cual se puede apreciar un gradiente corto de vegetación. En esta loma se delimitaron cuatro bandas equidistantes entre sí y en cada una de ellas se estableció una parcela permanente de 50 x 50 m, correspondiendo el número 1 al sitio que se ubica en la cima de la loma (arriba) y el número 4 al que se encuentra cerca del valle (abajo). Se registró la composición florística, cobertura y densidad de las especies vegetales dentro de los manchones y fuera de ellos. Se evaluó el contenido de nutrientes en suelo de manchones y áreas adyacentes, mediante un bioanálisis con rábanos (*Raphanus sativus* L.) y se verificó que suelo presentó mayor cantidad de nutrientes edáficos.

Dentro de los manchones de vegetación leñosa se registraron 56 especies pertenecientes a 21 familias. En las áreas adyacentes se registraron 46 especies pertenecientes a 21 familias. No se encontró diferencia significativa en la cobertura total entre parcelas dentro de manchones de vegetación leñosa, ni en la cobertura total de áreas fuera de manchones. *Jatropha dioica* y *Flourensia cernua* presentaron patrones opuestos de cobertura a lo largo del gradiente. La densidad de las especies dentro y fuera de los manchones disminuyó a lo largo del gradiente, de arriba hacia abajo. Los manchones de vegetación leñosa de la zona semiárida tienen mayor cantidad de nutrientes edáficos como fósforo (P), nitrógeno (N) y potasio (K),

comparado con áreas adyacentes, por lo que funcionan como islas de fertilidad y presentan mayor riqueza de especies.

3.2 INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas áridos y semiáridos son los más extensos del país, pues ocupan aproximadamente la mitad del territorio (Challenger, 1998). Existe la idea de que los ecosistemas de matorral xerófilo presentan comunidades bastante pobres desde el punto de vista biológico, pero el endemismo en sus especies supera el 60%; así, los ecosistemas de las zonas áridas de México son el centro de origen y evolución de muchos taxa (Challenger, 1998). Las floras regionales únicas y ciertas formas de crecimiento de las plantas (e. g. cactáceas y suculentas), se combinan con los factores edáficos y topográficos, y se produce una gama de tipos y variantes de vegetación estructuralmente distinta, mucho mayor que en cualquier otra zona ecológica (Challenger, 1998).

El Desierto Chihuahuense es el más grande de Norteamérica; a pesar de que su nombre lo circunscribe a una sola entidad federativa, este desierto lo conforman partes de 10 estados de la república mexicana (Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Hidalgo, Querétaro y Aguascalientes) y partes de Nuevo México, Texas y el SE de Arizona en los Estados Unidos (Wauer y Riskind, 1974).

Las zonas áridas y semiáridas de México son importantes, ya que se consideran el centro mundial más importante en la evolución de cactáceas; sin embargo, estas áreas han sido sometidas recientemente a disturbios como el sobrepastoreo y la agricultura, actividades que han modificado la composición y dinámica de sus ecosistemas. Estos cambios se deben al incremento de especies leñosas y suculentas, dentro de la matriz de pastizal, lo que usualmente sucede en la formación de manchones de vegetación de porte arbustiva, con algunos elementos que alcanzan porte de árboles pequeños.

La diversidad de especies, que incluye tanto el número (riqueza) como su abundancia relativa (equidad), es un elemento de la estructura biológica de una

comunidad. Una comunidad puede estar formada por unas pocas especies comunes a muchos sitios pero muy abundantes; o puede poseer una gran riqueza de especies, algunas comunes muy abundantes, pero la mayoría raras con densidades poblacionales bajas (Smith y Smith, 2001).

Rzedowski (1991) menciona que México y Centroamérica constituyen una de las regiones del mundo en la que se concentra una alta diversidad de especies vegetales. El matorral xerófilo y pastizal de las zonas áridas y semiáridas del norte de México representan aproximadamente el 50% del territorio nacional (Rzedowski, 1978). Rzedowski (1991) menciona que estos dos tipos de vegetación tienen una riqueza florística de 6,000 especies. Challenger (1998) señala que el 60% de las especies vegetales que se encuentran en las regiones áridas y semiáridas de México son endémicas.

En las zonas áridas y semiáridas del norte de México, los roedores de la familia Heteromyidae y las hormigas del género *Pogonomyrmex* son los principales granívoros (Spencer y Spencer, 1941; Brown y Lieberman, 1973; Davidson *et al.*, 1984). Este tipo de organismos tienen impacto en la composición florística de dichas regiones. Los roedores parecen tener un papel importante en la formación de manchones de vegetación leñosa y a su vez los manchones favorecen a los roedores, ya que encuentran en ellos alimento, refugio contra depredadores y temperaturas extremas, etc.

El suelo da a las plantas sostén y nutrimentos para su óptimo desarrollo. Los suelos son diferentes en su capacidad para proveer a las plantas (silvestres o cultivadas) de los nutrimentos mínimos necesarios para su funcionamiento (Tamhane *et al.*, 1978). Existen métodos de laboratorio que valoran la disponibilidad de nutrimentos para las plantas. Sin embargo, el uso de ensayos con plantas de crecimiento rápido son una opción que puede emplearse para medir la disponibilidad biológica efectiva. Estos son los bioanálisis que se han utilizado con éxito en otros estudios (e. g. Dean y Yeaton, 1993). Tamhane *et al.*, (1978) mencionan que algunas plantas son adecuadas como indicadores de deficiencias específicas de nutrimentos. Las plantas indicadoras son susceptibles a estas deficiencias y revelan síntomas claros que no provocan otras deficiencias. Los nutrimentos vegetales son todos

aquellos elementos requeridos por la planta para su crecimiento y formación de sustancias orgánicas (Jacob y Uexküll, 1964).

Los xerosoles son los suelos más comunes en regiones áridas y semiáridas. Como consecuencia de la escasez de vegetación se acumula poca materia orgánica, y esto provoca que los xerosoles contengan una cantidad reducida de humus. Sin embargo, son ricos en bases y con frecuencia contienen un horizonte de yeso, arcilla y carbonatos. La reducida cantidad de precipitación da como resultado una meteorización y lavado débiles, por lo que estos suelos suelen ser ricos en nutrimentos. Los horizontes de este tipo de suelos suelen tener poco espesor (Smith y Smith, 2001). En estos sistemas áridos y semiáridos las plantas concentran nutrimentos en la capa superficial del suelo (incluyendo nitrógeno). Por ejemplo García-Moya y McKell (1970) mencionan que las concentraciones de nitrógeno son significativamente más altas debajo de los doseles de los arbustos que fuera de éstos.

Los disturbios pequeños en magnitud pero intensos ocasionados por la fauna (madrigueras de roedores, nidos de hormigas y termitas) favorecen la concentración de nutrimentos edáficos procedentes de sus alimentos, además de remover los horizontes más profundos hacia la superficie, aflojar el suelo y favorecer su aireación. También adicionan materia orgánica, a través de las excreciones y como resultado de sus hábitos de almacenamiento de alimentos (Cox y Gakahu, 1986; Whitford, 1988; Carlson y Whitford, 1991; Swihart y Picone, 1991; Dean y Yeaton, 1992, 1993; Fields *et al.*, 1999; Wagner *et al.*, 2004).

El objetivo de este capítulo fue caracterizar los manchones de vegetación leñosa y evaluar las diferencias en disponibilidad de nutrimentos edáficos, respecto a las zonas abiertas de pastizal. La hipótesis es que los manchones de vegetación leñosa tienen mayor cobertura, densidad y riqueza de especies, y contienen mayor cantidad de nutrimentos edáficos, que las áreas adyacentes de pastizal o suelo desnudo.

3.3 METODOLOGÍA

La definición e identificación en campo de manchones de vegetación leñosa es difícil, por lo tanto, en este estudio se estableció una definición operativa de lo que es un manchón de vegetación leñosa, es una agrupación de individuos vegetales de una o varias especies que se encuentran rodeadas de suelo desnudo o bien de suelo sin ninguna especie arbustiva.

Se eligió una loma con una pendiente aproximada de 6% en la cual se puede apreciar un gradiente corto de vegetación. En esta loma se delimitaron cuatro bandas equidistantes entre sí y en cada una de ellas se estableció una parcela permanente de 50 x 50 m, correspondiendo el número 1 al sitio que se ubica en la cima de la loma (arriba) y el número 4 al que se encuentra cerca del valle (abajo).

3.3.1 Composición florística

Se recolectaron ejemplares de todas las especies vegetales registradas dentro de los manchones de vegetación leñosa, así como de todas las especies presentes en un área equivalente y próxima al manchón. Para su identificación, los especímenes se procesaron como ejemplares de herbario y respaldo documental. Los especímenes se depositaron en el herbario Isidro Palacios (SLPM) del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Las cactáceas se determinaron *in situ* utilizando una guía para cactáceas (Pizzetti, 1987).

3.3.2 Cobertura de especies vegetales

Se midió la cobertura vegetal total y por especie para cada una de las parcelas dentro de los manchones de vegetación leñosa y en áreas de tamaño similar, adyacentes al manchón. Se hizo especial énfasis en las especies arbustivas, por lo que se midió el dosel (largo x ancho) de las especies que se registraron dentro y fuera de los manchones. Se utilizó la fórmula de la elipse para calcular la cobertura, debido a que los doseles de los arbustos presentan esta forma.

3.3.3 Densidad de especies vegetales

La densidad (número de individuos/unidad de área) se estimó para todas las especies que se registraron en los manchones de vegetación leñosa y en áreas adyacentes del manchón. Se contaron todos los individuos de cada una de las especies presentes dentro de los manchones de vegetación leñosa y en un área adyacente al manchón.

Las especies arbustivas y suculentas que se consideraron para medir cobertura y estimar densidad fueron aquellas cuya cobertura y/o densidad fuera mayor al 1% con respecto al total de las especies registradas dentro de los manchones y en áreas adyacentes fuera de los manchones.

Los datos registrados para cobertura y densidad vegetal total dentro de los manchones y áreas adyacentes, entre cada una de las bandas (a lo largo del gradiente); así como, cobertura y densidad total de manchones y áreas adyacentes dentro de cada una de las parcelas se analizaron con pruebas de t-student para dos muestras independientes, donde las unidades de muestreo fueron los manchones y las áreas adyacentes y las variables de respuesta fueron cobertura y densidad vegetal por m² (Cochran y Cox, 1983). De la misma manera se analizaron la cobertura y densidad para cada una de las especies vegetales entre parcelas.

3.3.4 Nutrientes edáficos

Para evaluar el contenido de nutrientes en suelos con y sin manchón, se realizó un bioanálisis con rábanos (*Raphanus sativus* L.) para verificar si el suelo que está dentro de los manchones de vegetación leñosa contiene mayor cantidad de nutrientes edáficos. Para esto se siguió la metodología propuesta por Dean y Yeaton (1993). Se utilizaron 30 muestras de suelo de manchón y 30 muestras de suelo sin manchón (siete muestras para las bandas uno y dos, y ocho muestras para las bandas tres y cuatro). Cada muestra se colocó en contenedores de plástico de 300 ml y se sembró una semilla de rábano en cada una de estas muestras. Después de 30 días se midió el área foliar y todas las plantas se compararon visualmente con

fotografías de especímenes con deficiencias de nutrimentos, tales como fósforo (P), nitrógeno (N) y potasio (K) (Dean, 1991).

La variable que se registró fue cualitativa: con o sin deficiencia para cada nutrimento. Para ello se contaron los casos de plantas con deficiencias específicas para cada nivel del factor suelo. La prueba estadística que se utilizó fue la chi-cuadrada mediante una tabla de contingencia de 2 x 2 (Siegel y Castellan, 2003).

Se cosecharon todas las plantas 35 días después de haber sido sembradas. Las variables registradas fueron peso de biomasa fresca y seca. Para deshidratar los rábanos se colocaron en una estufa de aire forzado (Craft) a una temperatura constante de 60°C hasta llegar a peso constante. Para cada una de las plantas se registró peso total, peso de raíces, peso de hojas y peso de raíz tuberizada (parte comestible). La biomasa fresca se determinó con una balanza granataria (Ohaus) y la biomasa seca se pesó con una balanza analítica (Sartorius, BL 120 S). El área de la hoja se calculó multiplicando la longitud de la hoja por el ancho de la misma y en los cálculos se ajustó a la fórmula de una elipse, debido a que las hojas tienen esta forma. Los datos de las variables de respuesta (biomasa fresca, seca y área foliar) se analizaron mediante una comparación de medias con una prueba de t-student (Cochran y Cox, 1983).

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Composición florística

Dentro de los manchones de vegetación leñosa se registraron 56 especies pertenecientes a 21 familias. Entre las más representativas en cuanto al número de especies están las familias Cactaceae con el 32.14%, Asteraceae 17.86% y Mimosaceae 10.71% (Cuadro 3). En las áreas adyacentes se registraron 46 especies pertenecientes a 21 familias. Entre las más representativas en cuanto al número de especies están las familias Cactaceae con el 23.91%, Asteraceae 13.04%, Mimosaceae 10.87% y Poaceae 10.87% (Cuadro 4). La mayoría de las especies registradas en el área de estudio, son comunes dentro y fuera de los manchones. Sin embargo, algunas especies solo se registraron dentro de los manchones por

ejemplo, *Flourensia cernua*, *Berberis trifoliolata*, *Opuntia tunicata* y *Mammillaria magnimamma*.

Cuadro 3.- Familias mejor representadas dentro de manchones en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

Familia	Número de especies	% de la composición
Cactaceae	18	32.14
Asteraceae	10	17.86
Mimosaceae	6	10.71

Cuadro 4.- Familias mejor representadas fuera de manchones en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

Familia	Número de especies	% de la composición
Cactaceae	11	23.91
Asteraceae	6	13.04
Mimosaceae	5	10.87
Poaceae	5	10.87

3.4.2 Cobertura vegetal total

Al comparar la cobertura vegetal total de los manchones y áreas adyacentes entre cada una de las parcelas, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) en las cuatro comparaciones (Cuadro 5). A lo largo del gradiente de vegetación no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la cobertura total entre parcelas dentro de los manchones de vegetación leñosa (Cuadro 6), ni en la cobertura vegetal total entre parcelas en las áreas fuera de los manchones (Cuadro 7).

Cuadro 5.- Cobertura vegetal total media dentro y fuera de los manchones. Letras diferentes ^a, ^b entre columnas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$. Letras iguales entre filas indican diferencias no significativas.

Posición		Dentro	Fuera
		$\bar{X} \pm EE$	$\bar{X} \pm EE$
Arriba	Parcela 1	0.92±0.11 ^a	0.25±0.08 ^b
	Parcela 2	0.79±0.09 ^a	0.21±0.04 ^b
	Parcela 3	1.00±0.08 ^a	0.20±0.06 ^b
Abajo	Parcela 4	0.94±0.09 ^a	0.19±0.06 ^b

Cuadro 6.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).

Cobertura total dentro de manchones de vegetación leñosa				
	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Parcela 1	X			
Parcela 2	p=0.34	X		
Parcela 3	p=0.58	p=0.07	X	
Parcela 4	p=0.95	p=0.33	p=0.48	X

Cuadro 7.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de áreas adyacentes a los manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).

Cobertura total de áreas adyacentes sin manchón				
	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Parcela 1	X			
Parcela 2	p=0.66	X		
Parcela 3	p=0.63	p=0.92	X	
Parcela 4	p=0.55	p=0.78	p=0.88	X

3.4.3 Densidad vegetal total

Al comparar la densidad total de los manchones y áreas adyacentes en cada una de las parcelas, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) en las cuatro comparaciones (Cuadro 8). A lo largo del gradiente no se registraron diferencias estadísticamente significativas en la densidad total de los manchones (Cuadro 9). En las áreas adyacentes a los manchones sólo se registraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la densidad total de las parcelas uno y cuatro respecto a la parcela tres (Cuadro 10).

Cuadro 8.- Densidad vegetal total media dentro y fuera de los manchones. Letras diferentes ^a, ^b entre columnas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$.

Posición		Dentro	Fuera
		$\bar{X} \pm EE$	$\bar{X} \pm EE$
Arriba	Parcela 1	19.55±3.91 ^a	1.06±0.24 ^b
	Parcela 2	18.49±6.54 ^a	1.84±0.33 ^b
	Parcela 3	21.80±5.34 ^a	2.08±0.41 ^b
Abajo	Parcela 4	29.38±4.03 ^a	1.03±0.27 ^b

Cuadro 9.-Valores de p entre cada una de las comparaciones de densidad total de manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).

Densidad total dentro de manchones de vegetación leñosa				
	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Parcela 1	X			
Parcela 2	p=0.89	X		
Parcela 3	p=0.73	p=0.70	X	
Parcela 4	p=0.09	p=0.16	p=0.09	X

Cuadro 10.- Valores de p entre cada una de las comparaciones de cobertura total de áreas adyacentes a los manchones de vegetación leñosa, entre cada una de las parcelas (t-student para dos muestras independientes).

Densidad total de áreas adyacentes sin manchón				
	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Parcela 1	X			
Parcela 2	p=0.06	X		
Parcela 3	p<0.05	p=0.65	X	
Parcela 4	p=0.95	p=0.07	p<0.05	X

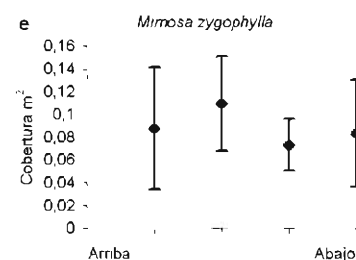
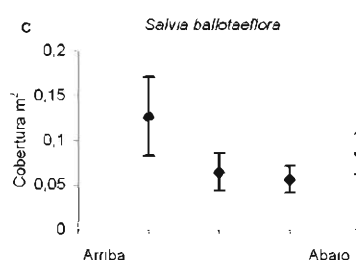
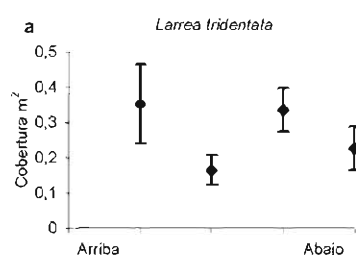
3.4.4 Cobertura por especies

Se comparó la cobertura de las especies arbustivas y suculentas dentro de los manchones y en las áreas adyacentes. Las especies más representativas en cuanto a su cobertura fueron *Acacia constricta*, *Berberis trifoliolata*, *Flourensia cernua*, *Gymnosperma glutinosum*, *Jatropha dioica*, *Larrea tridentata*, *Mimosa zygophylla*, *Opuntia cantabrigiensis*, *O. imbricata* y *Salvia ballotaeflora*.

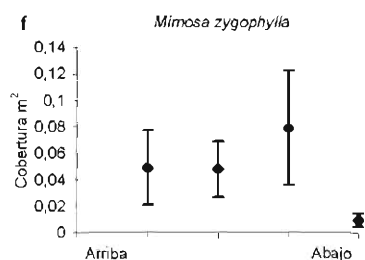
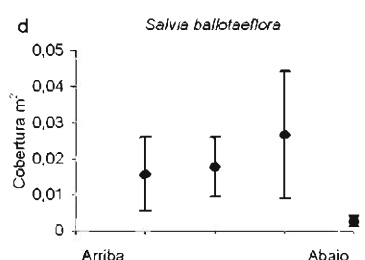
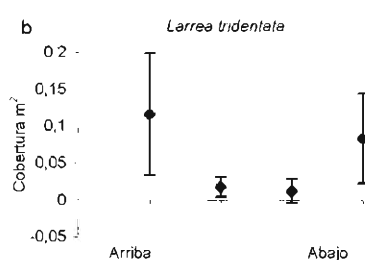
En general no se registraron diferencias estadísticamente significativas, en la cobertura de las especies vegetales dentro de los manchones de vegetación leñosa ni en áreas adyacentes. Solo en las coberturas de *J. dioica* se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$; $p < < 0.001$) en las medias de las parcelas tres y cuatro respecto a la parcela uno; también se encontraron diferencias ($p < 0.01$) entre las parcelas dos y cuatro (Figura 3g). Para las coberturas fuera de los manchones se observaron diferencias estadísticas entre las parcelas dos, tres y cuatro con respecto a la parcela uno (Figura 3h). Se observa un patrón en el incremento de su cobertura (de arriba hacia abajo). La cobertura total de *F. cernua* dentro de los manchones de vegetación leñosa muestra diferencias estadísticamente significativas ($p < < 0.001$) entre las parcelas uno y dos; y diferencia significativa ($p < < 0.001$; $p < 0.01$; $p < 0.01$) entre la parcela cuatro respecto a las parcelas uno, dos y tres (Figura 3i). *F. cernua* tiende a disminuir su cobertura en la parte más baja de la loma.

Respecto a la cobertura de *L. tridentata*, *S. ballotaeflora* y *M. zygophylla* no se observaron tendencias a lo largo del gradiente (Figura 3a, 3c y 3e). En la cobertura de *A. constricta* y *B. trifoliolata* no se registraron diferencias estadísticas entre bandas (Figuras 3j y 3k, respectivamente), pero mostraron una tendencia similar a disminuir su cobertura a lo largo del gradiente (de arriba hacia abajo), parecido al de *Flourensia cernua*. La cobertura de *O. cantabrigiensis*, *O. imbricata* y *G. glutinosum* se incrementó a lo largo del gradiente (Figura 3l, 3m y 3n), de manera similar a *J. dioica*. Fuera de los manchones de vegetación leñosa no se registraron individuos de *A. constricta*, *B. trifoliolata*, *F. cernua*, *G. glutinosum*, *O. cantabrigiensis* y *O. imbricata*.

Dentro de manchones



Fuera de manchones



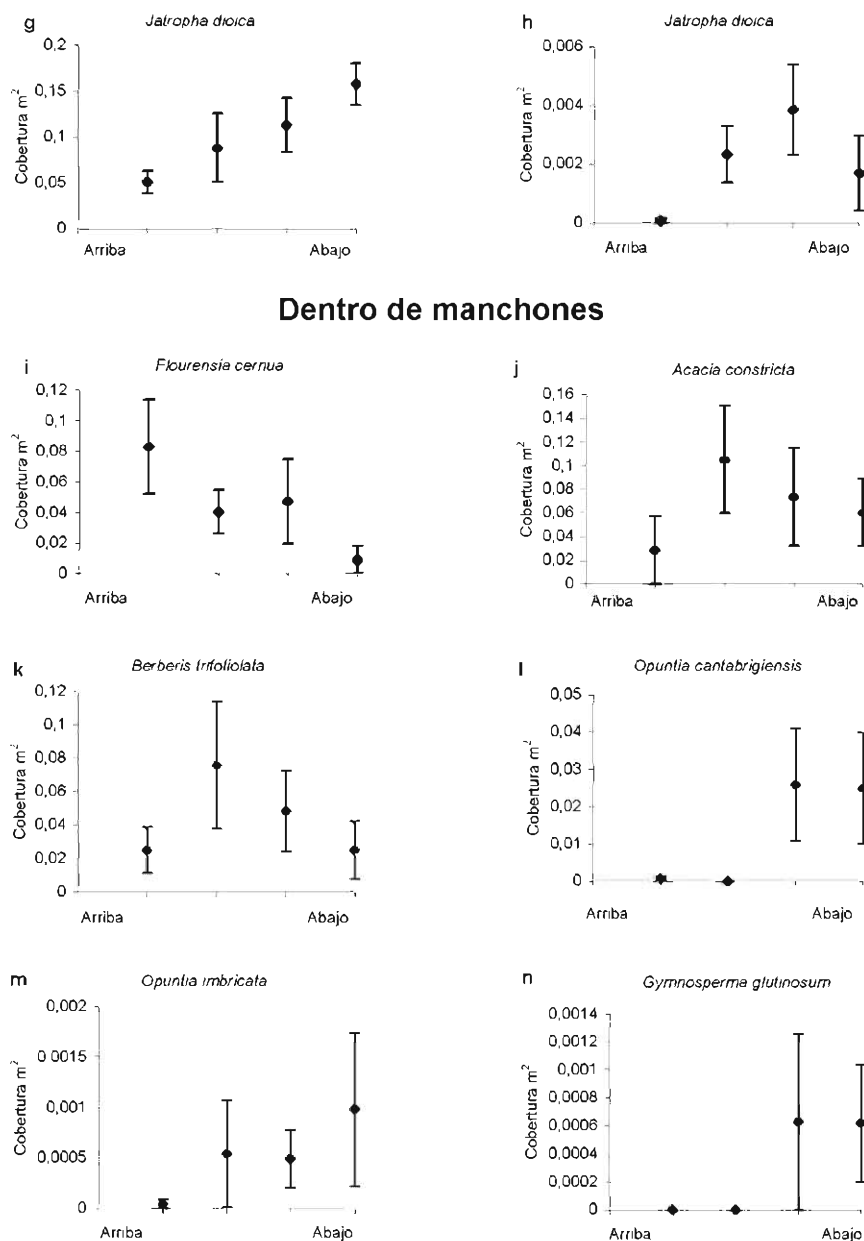


Figura 3.- Cobertura (promedio \pm error estándar) de especies vegetales dentro de manchones de vegetación leñosa **a** (**b**) *Larrea tridentata*, **c** (**d**) *Salvia ballotaeflora*, **e** (**f**) *Mimosa zygophylla*, **g** (**h**) *Jatropha dioica*, **i** *Flourensia cernua*, **j** *Acacia constricta*, **k** *Berberis trifoliolata*, **l** *Opuntia cantabrigiensis*, **m** *Opuntia imbricata* y **n** *Gymnosperma glutinosum*.

3.4.5 Densidad de especies

Las especies más representativas en cuanto a número de individuos, fueron *A. constricta*, *B. trifoliolata*, *F. cernua*, *G. glutinosum*, *J. dioica*, *L. tridentata*, *M. zygophylla*, *O. cantabrigiensis*, *O. imbricata* y *S. ballotaeflora*.

En la mayoría de las especies existen diferencias estadísticamente significativas entre la densidad promedio de la parcela uno (arriba) y la parcela cuatro (abajo). En la Figura 4 se observa la densidad por parcela para cada una de las especies dentro de los manchones de vegetación leñosa y fuera de ellos a lo largo del gradiente. Se encontraron tres patrones en la densidad de las especies arbustivas y suculentas dentro de los manchones, el primero y más común fue el decremento (de arriba hacia abajo) en la densidad a lo largo del gradiente; el segundo patrón fue que la densidad de algunas especies vegetales se mantuvo constante a lo largo del gradiente; y el tercer patrón fue un incremento (de arriba hacia abajo) en la densidad de especies vegetales.

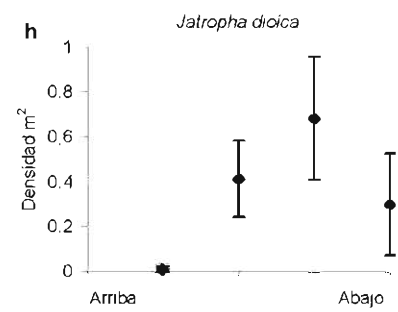
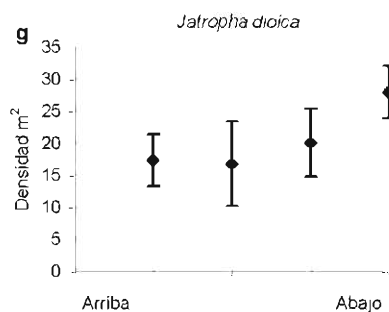
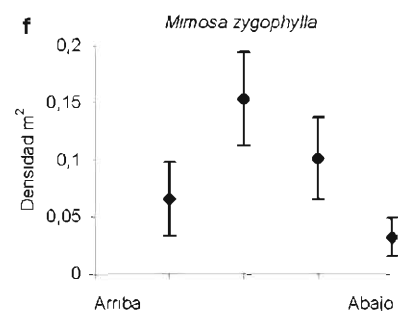
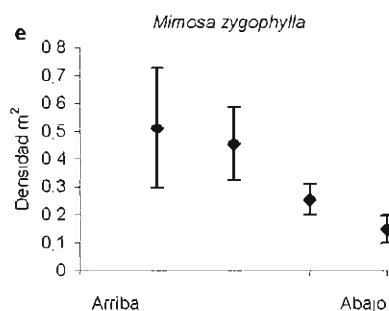
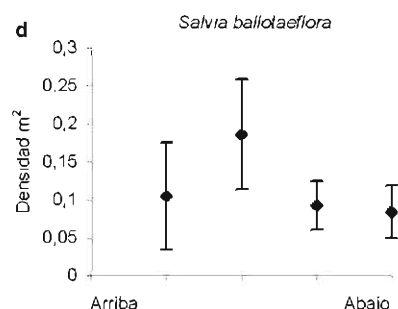
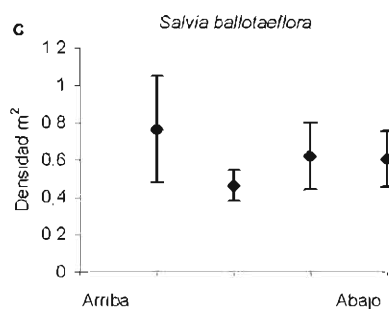
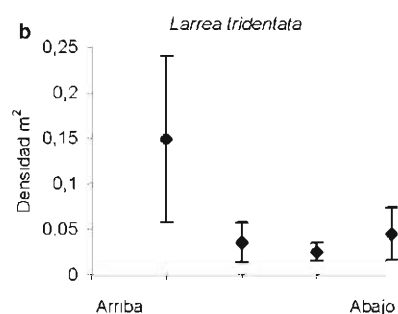
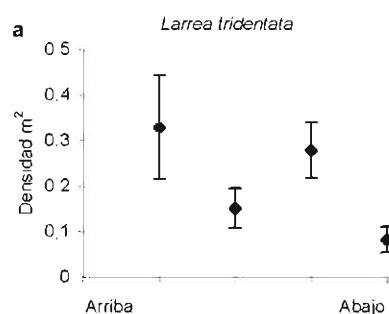
Algunas especies como *Acacia constricta*, *Berberis trifoliolata*, *Flourensia cernua*, *Gymnosperma glutinosum*, *Opuntia cantabrigiensis* y *O. imbricata* sólo se registraron dentro de los manchones, o bien, su abundancia fuera de ellos disminuye notablemente, como sucede con *Jatropha dioica* (Figura 4g).

Respecto a la densidad de especies por parcelas, no todas las especies presentaron tendencias similares a lo largo del gradiente, ya que algunas mantuvieron densidades relativamente constantes en las cuatro parcelas, tanto dentro como fuera de los manchones, como *Salvia ballotaeflora* y *Opuntia imbricata* (Figura 4c y 4m, respectivamente).

Especies como *Larrea tridentata* y *Mimosa zygophylla* dentro y fuera de los manchones mostraron una disminución (de arriba hacia abajo) a lo largo del gradiente; así, entre más cerca se encuentran del valle hay menor cantidad de individuos por metro cuadrado; otras especies, como *Berberis trifoliolata*, *Flourensia cernua* y *Opuntia cantabrigiensis*, mostraron un patrón similar de disminución dentro de los manchones de vegetación.

También hay especies, como *Jatropha dioica* y *Gymnosperma glutinosum* cuya densidad se incrementa mientras más cerca están del valle (Figura 4d y 4j, respectivamente).

Dentro de manchones



Dentro de manchones

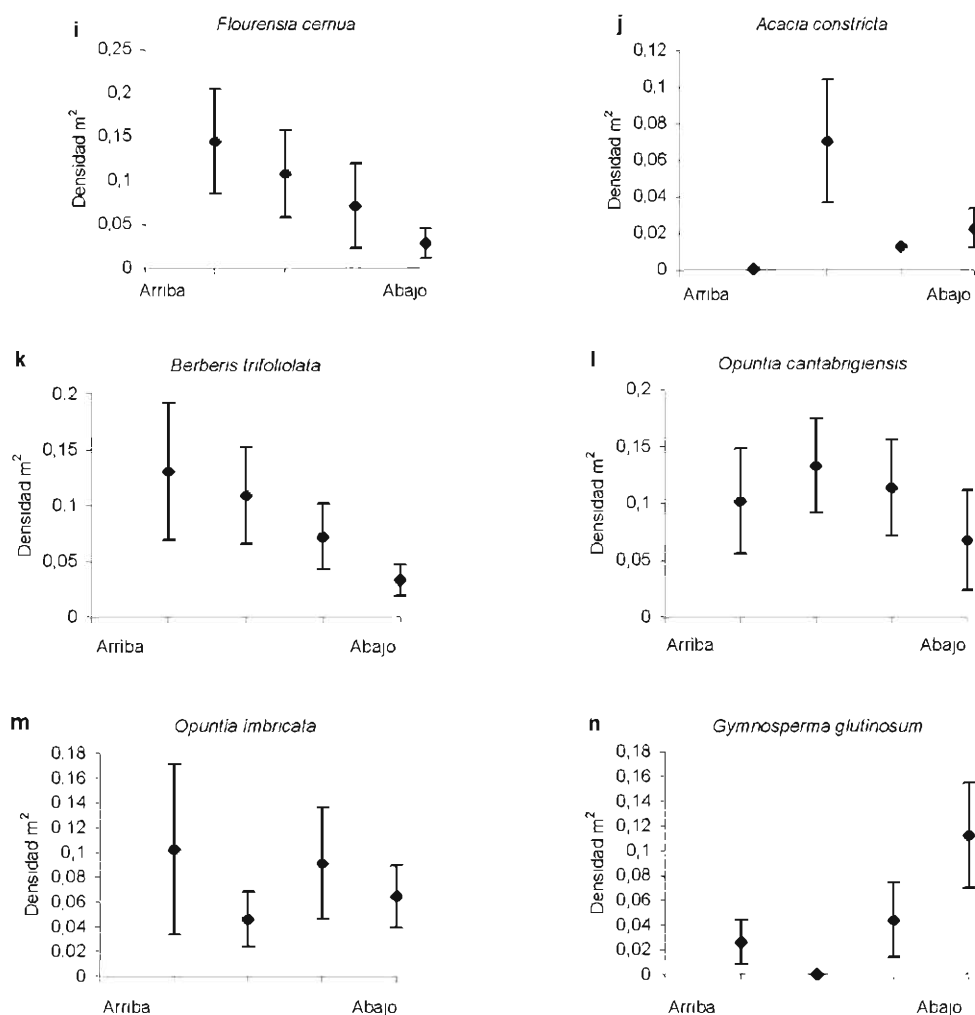


Figura 4.- Densidad (promedio \pm error estándar) de especies dentro de manchones de vegetación leñosa. **a** (**b**) *Larrea tridentata*, **c** (**d**) *Salvia ballotaeflora*, **e** (**f**) *Mimosa zygophylla*, **g** (**h**) *Jatropha dioica*, **i** *Flourensia cernua*, **j** *Acacia constricta*, **k** *Berberis trifoliolata*, **l** *Opuntia cantabrigiensis*, **m** *Opuntia imbricata* y **n** *Gymnosperma glutinosum*.

3.4.6 Número de especies vegetales dentro de los manchones de vegetación leñosa y en un área adyacente sin manchón

Se registró una mayor riqueza de especies vegetales dentro de los manchones de vegetación leñosa que en las áreas adyacentes fuera de ellos. El número máximo de especies vegetales registradas dentro de los manchones de vegetación leñosa fue de 27 y se registró en los manchones de 60 a 120 m² (Figura 5). Fuera de los manchones el número máximo de especies fue de 18; estas especies se registraron en áreas de 60 a 80 m² (Figura 6). Cabe mencionar que en algunos casos, el área de manchón era muy grande y no fue posible encontrar un área adyacente de tamaño similar sin arbustos.

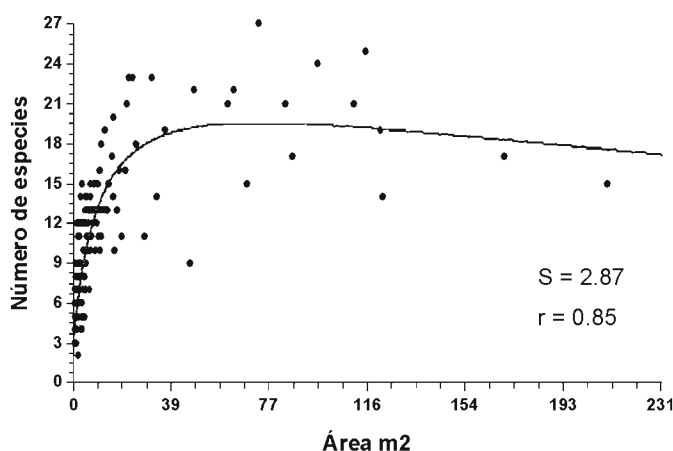


Figura 5.- Relación entre el área (m²) y el número de especies vegetales en manchones de vegetación leñosa.

$$y = \frac{3.75 + 2.28x}{1 + 0.09x + 0.001x^2}$$

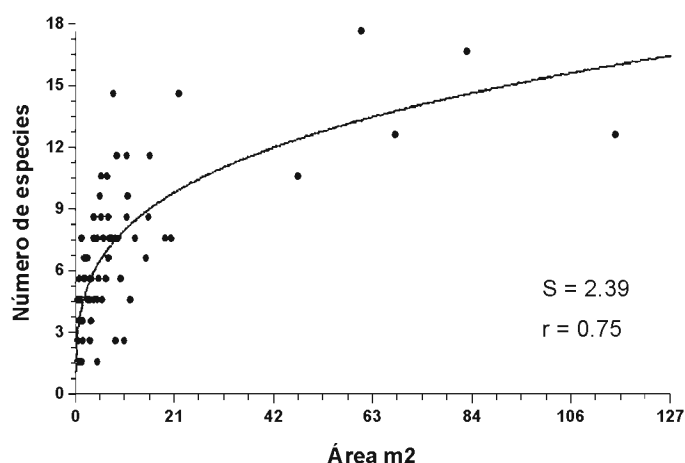


Figura 6.- Relación entre el área (m²) y el número de especies vegetales fuera de los manchones de vegetación leñosa. $y = 4.37x^{0.28}$

3.4.7 Nutrientes edáficos (bioanálisis con rábanos *Raphanus sativus* L.)

Los manchones de vegetación leñosa presentaron un mayor contenido de nutrientes edáficos (P, N y K) que las áreas sin arbustos adyacentes; esto se puede afirmar con base en los resultados obtenidos del bioanálisis con rábanos.

Los rábanos que crecieron en las muestras de suelo extraídas de manchones de vegetación leñosa presentaron menos síntomas de deficiencias de nutrientes (Cuadro 11 y Figura 7). Las plantas que se desarrollaron en suelo de manchones mostraron significativamente menos deficiencias de nitrógeno ($\chi^2 = 6.86$; $p = 0.009$), fósforo ($\chi^2 = 9.60$; $p = 0.002$) y potasio ($\chi^2 = 8.89$; $p = 0.003$).

Las deficiencias de nitrógeno se manifiestan como manchas amarillentas en las hojas, que de acuerdo con la tabla del Munsell Code para color en tejidos de plantas, son de color 5Y 8/8. Cuando las hojas presentan deficiencias de fósforo se observan manchas rojizas (5R 5/8). Las deficiencias de potasio se manifiestan cuando el borde de las hojas se torna color castaño (10R 5/10) (Munsell Code, s/f). En la Figura 8 se muestran las plantas de rábano que presentaron deficiencias de fósforo (P) y nitrógeno (N), no se tiene la imagen con deficiencia de potasio (K). Del

lado izquierdo de cada una de las plantas con deficiencias (a. fósforo y b. nitrógeno) se muestra una planta saludable.

Cuadro 11.- Número de plántulas de rábano (n=60) que mostraron síntomas de deficiencia de nutrimentos (P, N, y K) crecidos en suelo extraído de manchón y suelo fuera de manchón. Análisis de chi-cuadrada (χ^2) tabla de contingencia de 2 x 2.

Síntoma	Suelo de manchón	Suelo fuera de manchón	χ^2	p
Hojas con manchas rojizas (P)	3	15	9.60	<0.001
Hojas sin manchas rojizas (P)	27	15		
Hojas con manchas amarillentas (N)	7	18	6.86	<0.001
Hojas sin manchas amarillentas (N)	23	12		
Hojas con borde castaño (K)	17	28	8.89	<0.001
Hojas sin borde castaño (K)	13	2		

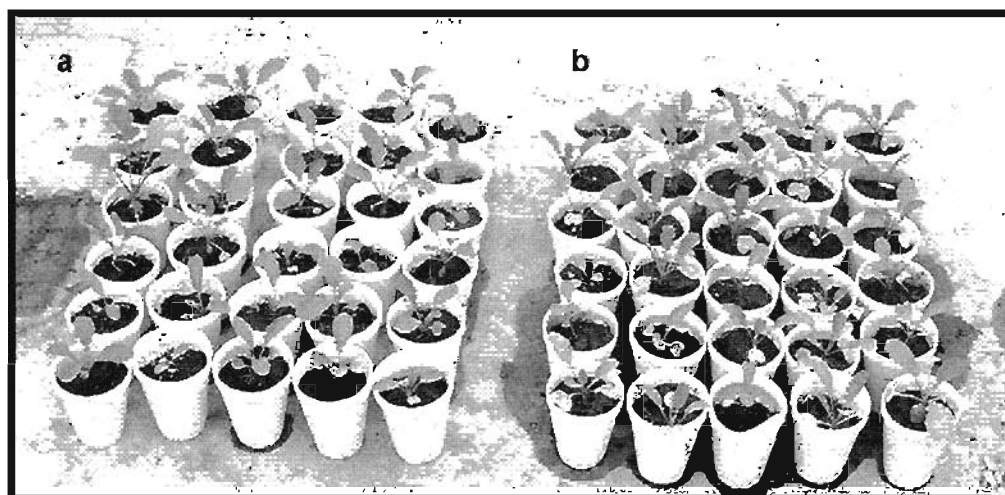


Figura 7.- a) Plantas de rábano crecidas en sustrato de manchón.

b) Plantas de rábano crecidas en sustrato de fuera del manchón.



Figura 8.- Deficiencia de nutrimentos en plántulas de rábano.

a) Deficiencia de fósforo. b) Deficiencia de nitrógeno.

3.4.8 Área foliar

No se registró diferencia en la morfología de las hojas entre las plantas de rábano que se desarrollaron en suelos extraídos dentro y fuera de manchones. Tampoco hubo diferencias estadísticamente significativas entre el área foliar de los rábanos que se desarrollaron en suelo de manchón y en suelo de fuera del manchón (Cuadro 12).

Cuadro 12.- Área foliar cm^2 de hojas de rábano 30 días después de haber sido sembradas.

	Área foliar		
	n	$\bar{X} \pm EE$	p
Suelo de manchón	30	12.82 ± 1.14	N. S.
Suelo fuera del manchón	30	12.61 ± 0.98	

3.4.9 Biomasa seca

La biomasa seca total de los rábanos que se desarrollaron en suelo de manchones fue estadísticamente mayor ($p < 0.05$) que la biomasa de los rábanos que crecieron en suelo extraído de áreas fuera de los manchones. La biomasa seca de las raíces tuberizadas (parte comestible) no presentó diferencias debidas a la procedencia del suelo. La biomasa de raíces de suelo de manchones fue menor ($p < 0.05$) que la biomasa de las raíces de los rábanos que crecieron en suelo extraído fuera de los manchones. No hubo diferencias estadísticas entre la biomasa de hojas de los rábanos que crecieron en ambos tipos de suelo (Cuadro 13).

Cuadro 13.- Comparación de biomasa seca (g) total (promedio \pm error estándar), raíz tuberizada, raíces y hojas de rábanos crecidos en sustrato con manchón y sin manchón. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencia significativa $p < 0.05$ (t-student para dos muestras independientes). $n = 30$ en cada caso.

	Manchón	Sin manchón
Biomasa total	0.57 \pm 0.09 ^a	0.37 \pm 0.03 ^b
Raíz tuberosa	0.11 \pm 0.03 ^a	0.13 \pm 0.02 ^a
Raíces	0.25 \pm 0.02 ^a	0.43 \pm 0.07 ^b
Hojas	0.13 \pm 0.01 ^a	0.14 \pm 0.03 ^a

3.4.10 Biomasa fresca

La biomasa fresca total de los rábanos que crecieron en suelo extraído de manchones superó significativamente ($p < 0.05$) a la biomasa fresca de los rábanos que crecieron en suelo extraído de fuera de los manchones. En la biomasa fresca de la raíz tuberizada (parte comestible) no hubo diferencia significativa entre los que se desarrollaron en suelo de manchón y suelo sin manchón. El peso de las raíces frescas mostró diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$). También en la biomasa de hojas existió diferencia ($p < 0.05$) (Cuadro 14).

Cuadro 14.- Comparación de biomasa fresca (g) total (promedio \pm error estándar), raíz tuberizada, raíces y hojas de rábanos crecidos en sustrato con manchón y sin manchón. Letras diferentes ^{a, b} entre columnas indican diferencia significativa $p < 0.05$ (t-student para dos muestras independientes). $n = 30$ en cada caso.

	Manchón	Sin manchón
Biomasa total	5.49 \pm 0.60 ^a	3.65 \pm 0.37 ^b
Raíz tuberosa	1.48 \pm 0.39 ^a	1.53 \pm 0.30 ^a
Raíces	3.84 \pm 0.47 ^a	2.40 \pm 0.32 ^b
Hojas	1.64 \pm 0.15 ^a	1.25 \pm 0.07 ^b

3.5 DISCUSIÓN

Los datos registrados de la composición florística dentro de los manchones de vegetación leñosa y áreas adyacentes coinciden con los registrados por Rzedowski (1991), quien señala que en el norte y centro del país las familias Cactaceae, Asteraceae y Poaceae están mejor representadas. También, Reyes *et al.*, (1996) mencionan que en la Sierra Monte Grande, Charcas, San Luis Potosí las familias mejor representadas fueron Asteraceae (19.89%), Poaceae (11.33%) y Cactaceae (6.04%).

Existió una diferencia evidente entre la cobertura de especies dentro de los manchones comparada con las áreas adyacentes fuera de ellos, debido a que existe mayor abundancia de especies arbustivas en los manchones.

El hecho de que no hayan existido diferencias estadísticamente significativas en la cobertura vegetal total dentro de los manchones de vegetación lo largo del gradiente, se puede atribuir a lo corto del mismo, también es posible que exista una alta variabilidad en los datos por lo que los intervalos de confianza se traslapan. Por lo tanto, aunque fisonómicamente se observan diferencias en cuanto a cobertura y densidad vegetal estadísticamente no se registraron diferencias. Sin embargo, en la cobertura por especies entre cada una de las cuatro parcelas sí hubo diferencias estadísticas. Por ejemplo, *J. dioica* y *F. cernua* muestran patrones completamente

opuestos. Mientras que *J. dioica* incrementa su cobertura por m² a medida que se encuentra más cerca del valle, la de *F. cernua* disminuye de manera gradual en cada una de las parcelas, hasta el grado de ser casi nula en la parcela cuatro (cerca del valle).

En la densidad vegetal total no se registró ningún patrón común ni dentro de los manchones ni en áreas adyacentes. Respecto a la densidad por m² de las especies arbustivas dentro de los manchones, el patrón de disminución en la densidad a lo largo del gradiente es común para el 45.45% de las especies (*L. tridentata*, *M. zygophylla*, *F. cernua*, *B. trifoliolata* y *O. cantabrigiensis*), mientras que el 27.3% mantienen una densidad constante (*A. constricta*, *O. imbricata* y *S. ballotaeiflora*) y por último en el 27.3% de las especies su densidad se incrementa gradualmente a lo largo del gradiente, como sucedió con *J. dioica* y *G. glutinosum*. Estas dos especies pueden ser consideradas pioneras, pues generalmente se observan en sitios con fuerte disturbio (J. R. Aguirre R., com. pers.).

Hay especies que sólo se encuentran dentro de los manchones de vegetación leñosa, como *F. cernua*, *B. trifoliolata* y *O. cantabrigiensis*. Esto se puede deber a que son especies que necesitan condiciones de suelo muy particulares (textura, humedad, nutrientes, etc.), o bien, a que requieren de especies nodriza para poderse establecer, desarrollar y posteriormente reemplazar a otras especies vegetales.

Los manchones mantienen una estrecha relación entre su superficie y riqueza de especies. Un manchón nuevo, formado por una o dos especies vegetales (Figura 9a), puede favorecer el establecimiento de especies que logren llegar al manchón y utilizar sus recursos (espacio, nutrientes, humedad, protección contra temperaturas extremas y herbivoría, etc.). Dentro de un manchón tienen lugar procesos sucesionales; en efecto a medida que estos procesos avanzan la superficie del manchón aumenta y la riqueza de especies se incrementa, hasta la formación de manchones maduros (Figura 9b). Sin embargo, llega un momento en que los recursos del manchón son insuficientes para poder recibir más especies, o simplemente no existen más especies en la región.

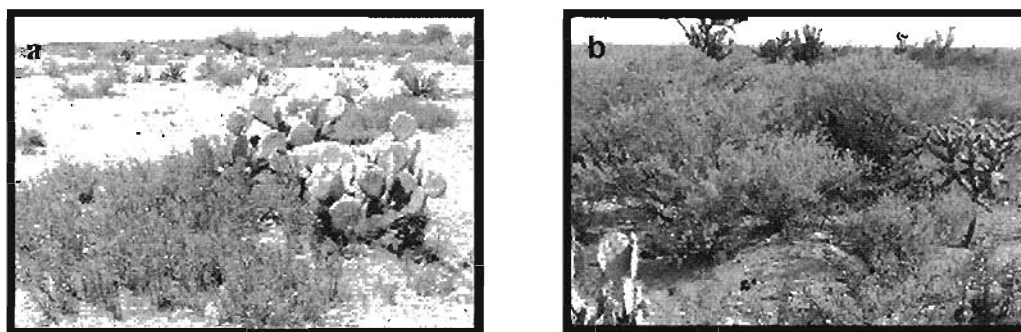


Figura 9.- Manchones de diferentes edades. a. Joven; b. Maduro.

En este trabajo se demostró que el suelo de los manchones de vegetación leñosa contiene mayor cantidad de nutrimentos que las áreas adyacentes; esto posiblemente se debe en gran medida a la actividad de mamíferos pequeños e insectos. Cuando los roedores hacen sus madrigueras remueven los horizontes de suelo más profundos hacia la superficie, aflojan el suelo, favorecen la aireación, sus excreciones adicionan nutrimentos edáficos y materia orgánica; además, en una madriguera la humedad es mayor que en un área adyacente (Cox y Gakahu, 1986; Swihart y Picone, 1991; Fields *et al.*, 1999). Canals *et al.* (2003) demostraron que la actividad de los mamíferos pequeños en las zonas semiáridas altera el contenido y el tipo de nitrógeno disponible para las plantas.

Los nidos de los insectos (hormigas y termitas) funcionan como islas de fertilidad. Dean y Yeaton (1992; 1993) demostraron para el Karoo de Sudáfrica que el suelo extraído de nidos de la hormiga *Messor capensis*, contiene significativamente más materia orgánica, fósforo, potasio y nitrógeno que los suelos adyacentes. Whitford (1988) encontró que el suelo de los nidos de *Pogonomyrmex rugosus* en Nuevo México tiene mayor contenido de materia orgánica, salinidad y humedad que los suelos adyacentes. Resultados similares fueron registrados por Carlson y Whitford (1991) para *Pogonomyrmex occidentalis* en Nuevo México. Cox y Gakahu (1985) encontraron que en la sabana de Kenia existe una mayor cantidad de nutrimentos edáficos en los montículos formados por termitas que en áreas adyacentes sin actividad de estos insectos. Tanto los nidos de hormigas como los de

termitas forman microhábitats que facilitan el establecimiento de plantas leñosas y la formación de manchones de vegetación.

Los ambientes áridos y semiáridos se caracterizan por tener una baja disponibilidad de nitrógeno, lo cual suele ser un factor limitante para el desarrollo de algunas especies vegetales. Las especies arbustivas y arborescentes de la familia Mimosaceae fijan nitrógeno y adicionan nutrimentos al suelo cuando caen sus hojas (Charley y West, 1975). García-Moya y McKell (1970) mencionan que las concentraciones de nitrógeno en el Desierto de Mojave son significativamente más altas debajo de los doseles de los arbustos que fuera de ellos, principalmente de *Acacia gregii*, *Cassia armata* y *Larrea tridentata*. La productividad del suelo de los manchones de vegetación es superior en un 32 a 200 por ciento, a la productividad del suelo en las áreas adyacentes (Branson *et al.*, 1965; Cox y Gakahu, 1985).

El bioanálisis demostró que los rábanos que crecieron en suelo de manchones, presentaron significativamente menos síntomas de deficiencia de nutrimentos que los rábanos que crecieron en suelo de áreas adyacentes. No existió diferencia morfológica en las hojas. Lo anterior concuerda con los datos obtenidos por Dean y Yeaton (1993). En cuanto a nutrimentos no se registraron diferencias estadísticas entre bandas. Por lo que, podemos inferir que los manchones de vegetación leñosa son ricos en nutrimentos edáficos, sin importar su ubicación en la ladera.

La diferencia entre la biomasa total seca de los rábanos que crecieron en suelo de manchón y los que se desarrollaron en suelo extraído de un área adyacente se atribuye a la mayor cantidad de nutrimentos (P, N y K) en los manchones. Contrario a lo que mencionan Dean y Yeaton (1993), la biomasa de las raíces tuberizadas (parte comestible) y del follaje no presentó diferencias estadísticamente significativas. Esto pudo deberse a un riego excesivo que lavó y compacto el suelo y redujo la tuberización. La biomasa seca de raíces fue mayor en los rábanos que crecieron en suelo extraído de un área sin manchón. Las raíces de los rábanos de suelo sin manchón se desarrollaron más posiblemente por el estímulo provocado por la pobreza de nutrimentos edáficos.

3.6 CONCLUSIONES

- La cobertura y densidad vegetal total son mayores dentro de los manchones.
- Se encontraron patrones opuestos en dos especies, una temprana en la sucesión (*Jatropha dioica*) y otra tardía (*Flourensia cernua*). *J. dioica* incrementa su cobertura a lo largo del gradiente (de arriba hacia abajo), mientras que *F. cernua* disminuye su cobertura a lo largo del gradiente.
- Las especies dentro y fuera de los manchones mostraron un patrón similar de disminución en su densidad a lo largo del gradiente (de arriba hacia abajo). Sólo *Gymnosperma glutinosum* y *Jatropha dioica* mostraron un patrón opuesto.
- Los manchones de vegetación leñosa de la zona semiárida tienen mayor cantidad de nutrientes edáficos como fósforo (P), nitrógeno (N) y potasio (K), comparado con áreas adyacentes y funcionan como islas de fertilidad y presentan mayor riqueza de especies.
- Los rábanos que crecieron en suelo extraído de manchones se desarrollaron más y mostraron menos deficiencias de nutrientes (P, N y K) que los rábanos que crecieron en suelo extraído de las áreas adyacentes.

CAPÍTULO 4.- PATRONES DE ORGANIZACIÓN DE ESPECIES ARBUSTIVAS Y PROCESOS DE DISPERSIÓN SOBRE MANCHONES

4.1 RESUMEN

Actualmente está ocurriendo un cambio en la estructura de los pastizales de las zonas áridas y semiáridas del planeta, debido a la invasión de especies leñosas de porte arbustivo y arbóreo. Esta invasión conduce a una reducción en la productividad del forraje de gramíneas, así como cambios en la composición de herbáceas, por lo que se reduce el potencial ganadero. En las etapas iniciales o intermedias de invasión de especies arbustivas existen dos fases espaciales, la fase de pastizal que es continua y la fase de manchones de vegetación leñosa que es discontinua. Un grupo funcional de especies está conformado por especies que comparten características biológicas comunes. La clasificación de especies en grupos funcionales puede ser una herramienta útil en el manejo de la vegetación. También, permite generar hipótesis acerca de la sucesión vegetal de una comunidad. El objetivo fue establecer grupos funcionales sucesionales de especies con base en la riqueza de manchones de vegetación leñosa y su forma de dispersión. Analizar la dinámica sucesional de las especies que forman los manchones.

Con base en la riqueza de especies arbustivas de los manchones se definieron cuatro categorías de riqueza de especies, a) de una a tres especies, b) de cuatro a seis, c) de siete a nueve y d) de 10 a 12 o más especies. Estas categorías fueron empleadas para definir grupos funcionales de especies en la dinámica de los manchones de vegetación leñosa. Se pueden utilizar los atributos de las especies vegetales para determinar la dispersión de las semillas. Por lo tanto, con base en observaciones de campo y revisión de literatura se postuló la estrategia de dispersión de semillas para cada una de las especies de los grupos funcionales.

Se analizó un total de 255 manchones de vegetación leñosa; con base en los resultados obtenidos se formaron tres grupos funcionales de especies. *Jatropha dioica* es una especie clave para iniciarse la formación de manchones de vegetación leñosa. Especies arbustivas pioneras de dosel abierto como *Acacia constricta* y *Larrea tridentata* reemplazan gradualmente a *J. dioica*, y a su vez son posteriormente

reemplazadas por especies de dosel cerrado como *Flourensia cernua*. El 67% de las especies del grupo funcional uno son dispersadas por el ganado. El 100% de las especies del grupo funcional dos son dispersadas por aves. La especie del grupo tres es dispersada por el viento. La dispersión secundaria por mamíferos pequeños fue común en las especies de los tres grupos funcionales, sin embargo, este tipo de dispersión es a corta distancia.

4.2 INTRODUCCIÓN

Actualmente existen evidencias suficientes para afirmar que está ocurriendo un cambio en la estructura de los pastizales de las zonas áridas y semiáridas del planeta, debido a la invasión de especies leñosas de porte arbustivo y arbóreo (Glendening, 1952; Archer *et al.*, 1988; Archer, 1990). Esta invasión conduce a una reducción en la productividad del forraje de gramíneas, así como cambios en la composición de herbáceas, por lo que se reduce el potencial ganadero.

En las etapas iniciales o intermedias de invasión de especies arbustivas existen dos fases espaciales que se apegan al modelo de dinámica de manchones propuesto por Watt (1947), mismo que ha sido documentado por otros autores en diferentes regiones (Whittaker *et al.*, 1979; Yeaton y Romero-Manzanares, 1986). Mientras que la fase de pastizal es continua, la fase de manchones de vegetación leñosa es discontinua.

Las poblaciones de especies vegetales de porte arbustivo/arbóreo no pueden ser controladas biológicamente, ya que sus depredadores originales (megafauna), se extinguieron hace 10,000 años (Pleistoceno), aproximadamente (Janzen, 1986; Mellink, 1995).

Por otro lado, las áreas invadidas por especies leñosas que propician la formación de manchones de vegetación, mantienen mayor riqueza de especies de flora y fauna comparadas con un pastizal (Le Roux, 1996). Esto se debe a que los manchones proveen mayor heterogeneidad al ambiente, pues constituyen microhábitats para la entrada de otras especies (Yeaton y Romero-Manzanares, 1986; Yeaton y Esler, 1990). Los procesos de facilitación y competencia son igual o

más importantes que los factores físicos para comprender la estructura y composición de estas comunidades vegetales.

Las interacciones de facilitación (especie nodriza) son muy importantes para la germinación, establecimiento y desarrollo de especies vegetales, lo cual se liga directamente con la sucesión primaria y secundaria (Clements, 1916; Connell y Slatyer, 1977). Las plantas nodrizas incrementan la disponibilidad de humedad del suelo y evitan fluctuaciones extremas de temperatura, proveen de sombra, nutrimentos y materia orgánica al suelo y reducen las probabilidades de daño mecánico y herbivoría (Callaway y Walter, 1997; Holmgren *et al.*, 1997; Aguiar y Sala, 1999). Flores y Jurado (2003) mencionan que las interacciones de plantas nodrizas son comunes en todos los ambientes, pero más frecuentes en las zonas áridas y semiáridas.

Whittaker (1975) y Margalef (1981) mencionan que generalmente a lo largo de la sucesión el número de especies (riqueza) aumenta en un principio, pero cuando esta riqueza llega a un pico máximo el patrón común es la disminución gradual en el número de especies. La sucesión también es un escenario de los procesos de selección. Es decir, la selección natural actúa sobre las especies, y sólo las más aptas sobreviven en cada estadio sucesional. Con el tiempo las funciones se diversifican, aparecen fenómenos de coevolución, hay más especies que llevan consigo sus parásitos y simbioses y la composición es cada vez mayor. El aumento de la diversidad con la sucesión es una regla general hasta las últimas etapas sucesionales; dicho aumento se extiende a todos los niveles y usualmente afecta más a los animales que a las plantas debido a que las cadenas y redes tróficas tardan tiempo en construirse y deben hacerlo de manera gradual. Smith y Smith (2001) mencionan que a medida que la sucesión vegetal avanza, la vida animal también cambia. Cada estadio de la sucesión tiene su propia fauna distintiva asociada.

Un grupo funcional de especies está conformado por especies que comparten características biológicas comunes (estrategias de dispersión, forma vital, abundancia, hábitat, jerarquía competitiva). La clasificación de especies en grupos funcionales puede ser una herramienta útil en el manejo de la vegetación. Permite

establecer el estadio sucesional de la vegetación en una comunidad. Un grupo funcional también facilita el desarrollo de modelos en la dinámica de la vegetación, por lo tanto, es posible predecir el comportamiento de la vegetación cuando es sometida a algún tipo de disturbio. También, puede llegar a ser una buena herramienta para generar hipótesis acerca de la sucesión vegetal de una comunidad (Le Roux, 1996).

El objetivo fue establecer grupos funcionales sucesionales de especies con base en la riqueza de manchones de vegetación leñosa y su forma de dispersión. Analizar la dinámica sucesional de las especies que forman los manchones. Diferentes especies vegetales como *Berberis trifoliolata*, *Flourensia cernua* y *Opuntia cantabrigiensis*, sólo se encuentran en los manchones de vegetación leñosa. ¿Necesitan de especies nodriza para poder establecerse y desarrollarse de manera óptima? Si se establecen ¿reemplazan a las especies que les sirvieron como nodriza? También, se observó que los pequeños disturbios ocasionados por los roedores (madrigueras) parecen favorecer el establecimiento de especies vegetales.

4.3 METODOLOGÍA

4.3.1 Categoría de riqueza de especies

Con base en la riqueza de especies leñosas y suculentas que se registraron dentro de los manchones, se definieron cuatro categorías de riqueza de especies, a) de una a tres especies, b) de cuatro a seis, c) de siete a nueve, y d) de 10 a 12 o más especies. Estas categorías fueron empleadas para definir grupos funcionales de especies en la dinámica de los manchones de vegetación leñosa. La característica biológica que tuvieron en común las especies que formaron los grupos funcionales fue su abundancia, modo de dispersión y jerarquía competitiva (Le Roux, 1996). Para este análisis no se consideraron las especies cuya densidad fue menor al 1%. El porcentaje de cada una de las especies leñosas en las cuatro categorías de riqueza de especies se determinó con respecto al total de individuos en los manchones.

4.3.2 Grupos funcionales de especies

Se calculó el porcentaje para cada una de las especies vegetales dentro de cada una de las categorías. Finalmente, para cada especie se sumó el porcentaje de cada una de las categorías. Cuando se llegó a un porcentaje acumulado igual o mayor que 35 se establece el grupo funcional para cada especie en particular. Se consideró un porcentaje de 35 por definición operativa, ya que es representativo del número de individuos de cada especie vegetal en una población. De este modo, las especies cuyo grupo funcional se ubicó en las categorías uno y dos (uno a tres y cuatro a seis) las de menor riqueza de especies fueron consideradas como especies tempranas de la sucesión vegetal, las especies que se ubicaron en la categoría tres (siete a nueve) fueron consideradas como especies intermedias de la sucesión, finalmente las especies que tuvieron su grupo funcional en la categoría cuatro la de mayor riqueza de especies (10 a 12 o más) se consideraron como especies tardías de la sucesión. Debido a que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en cobertura y densidad entre bandas, los datos recabados de 250 manchones se analizaron en conjunto.

La prueba estadística utilizada para la clasificación de especies en grupos funcionales fue una chi-cuadrada de muestras independientes con partición de grados de libertad. La tabla de contingencia fue de 3 x 4 siendo los renglones los grupos funcionales y las columnas las cuatro categorías de riqueza de especies. Con un análisis de tablas de contingencia podemos saber si existe diferencia estadísticamente significativa entre las variables a evaluar, pero no es posible determinar dónde ocurren, por lo tanto, se debe realizar una tabla de contingencia con partición de grados de libertad para saber específicamente dónde ocurren las diferencias (Siegel y Castellan, 2003).

4.3.3 Dispersión de semillas

Noble y Slatyer (1980) mencionan que es factible usar los atributos de las especies vegetales para determinar la dispersión de las semillas. Por lo tanto, con base en observaciones de campo (forma y tamaño de la semilla o del fruto,

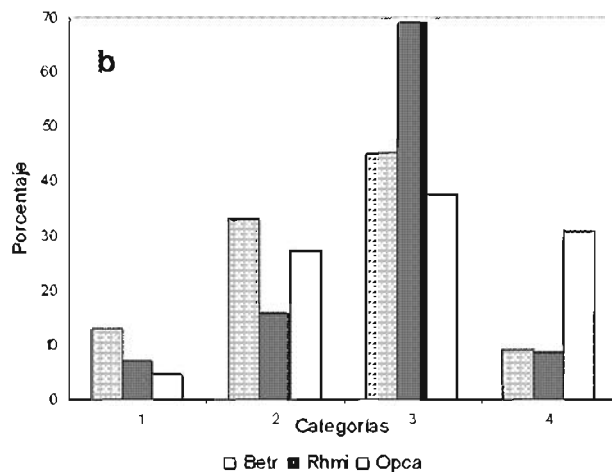
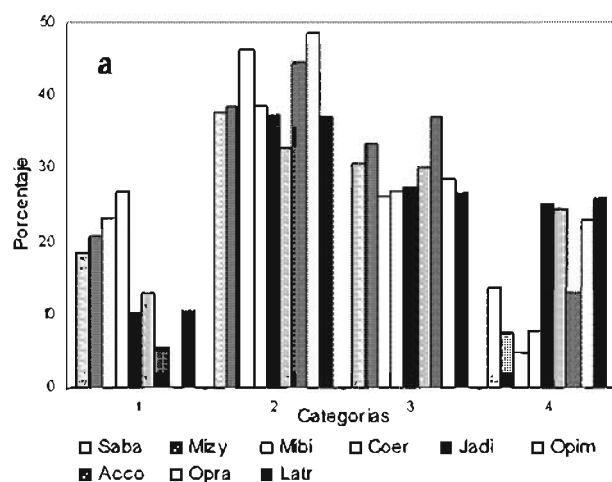
dehiscencia, indehiscencia) y revisión de literatura se postuló la estrategia de dispersión de semillas para cada una de las especies de los grupos funcionales. La dispersión primaria es cuando las semillas pasan directamente de la planta al suelo, o cuando los animales consumen los frutos o vainas estando éstos aún en la planta madre. Mientras que la dispersión secundaria es cuando las semillas son desplazadas después de haber llegado al sustrato (Castor, 2002). La distancia recorrida y el tipo de sitio alcanzado en ambas fases de la dispersión son diferentes y contribuyen a la dispersión total de una especie vegetal. Chambers y MacMahon (1994) mencionan que la dispersión secundaria es más importante que la primaria, debido a que en la dispersión primaria muchas semillas caen cerca de la planta madre, de modo que la dispersión secundaria podría ser responsable de muchos patrones de distribución observados en diferentes comunidades vegetales.

4.4 RESULTADOS

Se analizaron un total de 255 manchones de vegetación leñosa; con base en los resultados obtenidos se formaron tres grupos de especies funcionales. El primer grupo lo conformaron nueve especies: *Acacia constricta*, *Condalia ericoides*, *Larrea tridentata*, *Mimosa biuncifera*, *M. zygophylla*, *Jatropha dioica*, *Opuntia imbricata*, *O. rastrera* y *Salvia ballotaeflora*. El segundo grupo estuvo integrado por tres especies: *Berberis trifoliolata*, *Rhus microphylla* y *Opuntia cantabrigiensis*. En el tercer grupo sólo hubo una especie: *Flourensia cernua*.

Se realizaron gráficas de tendencia entre las categorías de riqueza de especies como el eje de abscisas, y el porcentaje relativo como eje de ordenadas de cada una de las especies vegetales que formaron los grupos funcionales; de este modo se observó que las especies del grupo uno muestran en común mayor porcentaje en la categoría dos (cuatro a seis especies). En las especies del grupo funcional dos el mayor porcentaje se observó en la categoría tres (siete a nueve especies) y en las demás categorías el porcentaje de individuos disminuyó drásticamente. En el grupo funcional tres se observa un incremento en el porcentaje del número de individuos en la categoría cuatro (10 a 12 o más especies).

Es muy raro encontrar individuos de especies como *Condalia ericoides*, *Mimosa biuncifera* y *M. zygophylla*, propias de la categoría dos, en los manchones con mayor riqueza (10 a 12 o más especies). Las especies como *Berberis trifoliolata* y *Rhus microphylla* ubicadas en la categoría tres tienden a cero en la categoría uno y disminuyen notoriamente en las categorías dos y cuatro. El grupo funcional tres, formado por una sola especie, mostró su pico en la categoría cuatro (Figura 10).



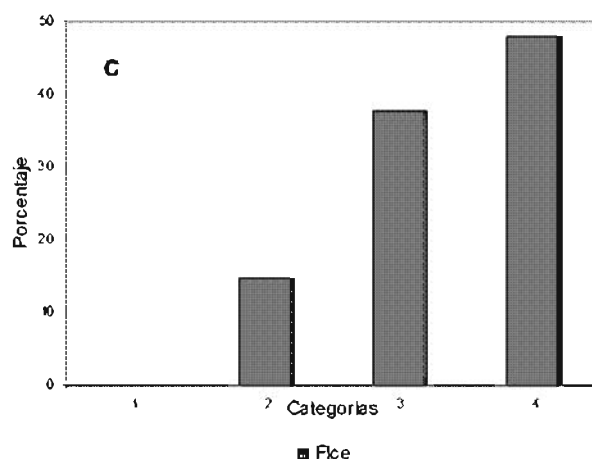


Figura 10.- Gráficas de tendencia de las especies del grupo funcional uno (a), dos (b) y tres (c). Categoría de riqueza de especies 1 = uno a tres; 2 = cuatro a seis; 3 = siete a nueve y 4 = 10 a 12 o más especies. **Acco**=*Acacia constricta*, **Betr**=*Berberis trifoliolata*; **Coer**=*Condalia ericoides*, **Fice**=*Flourensia cernua*, **Jadi**=*Jatropha dioica*, **Latr**=*Larrea tridentata*, **Mibi**=*Mimosa biuncifera*, **Mizy**=*M. zygophylla*, **Opca**=*O. cantabrigiensis*, **Opim**=*O. imbricata*, **Opra**=*O. rastrera*; **Saba**=*Salvia ballotaeflora* y **Rhmi**=*Rhus microphylla*.

La presencia de individuos de cada especie en los manchones de vegetación leñosa, representados en las cuatro categorías de riqueza de especies se comparó con el valor esperado que se obtuvo de la tabla de contingencia de 3 x 4. Se censaron un total de 2427 individuos en los 255 manchones. En las categorías uno y dos de riqueza de especies el valor observado para los grupos funcionales uno y dos (especies tempranas) fue mayor que el esperado, pero sin que la diferencia fuera estadísticamente significativa, en la categoría tres de riqueza de especies el valor observado para el grupo funcional dos (especies intermedias) fue mayor que el esperado ($p < 0.01$) y para el grupo funcional tres (especies tardías) sí hubo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$), aunque el valor observado fue menor que el esperado. En la categoría de riqueza de especies dos también se encontró diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.01$) en el grupo de especies funcionales tres, y al igual que en la categoría uno, el valor observado es menor que el esperado. En la categoría tres hubo diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.01$) en el grupo dos el valor observado fue mayor que el esperado. En la categoría de riqueza de especies cuatro hubo diferencia altamente significativa

($p < 0.001$) en el grupo de especies funcionales cuatro las especies sucesionales tardías fueron observadas más comúnmente que las esperadas (Cuadro 15).

Con base en las probabilidades y significaciones de cada uno de las categorías de riqueza de especies y grupos funcionales, es posible apreciar un patrón bien definido en cuanto a la presencia o ausencia de las especies que conforman estos grupos funcionales. Las especies tempranas de la sucesión (grupo uno) son más abundantes en los manchones con menor riqueza de especies (categorías uno y dos), las especies intermedias de la sucesión (grupo dos) son más abundantes en la categoría tres y las especies tardías de la sucesión (grupo tres) son más abundantes en los manchones con mayor riqueza de especies.

Cuadro 15.- Valores observados y esperados del número de individuos por especie en cada grupo funcional y categoría de riqueza de especies en los manchones. Probabilidades y direcciones de las diferencias, basado en los resultados de la partición de grados de libertad de una tabla de contingencia de 3 x 4 de grupos funcionales de especies y categorías de riqueza de especies. + = valor observado > esperado; - = valor observado < esperado.

	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4
	Observado			
Grupo uno	314	692	574	325
Grupo dos	27	84	149	51
Grupo tres	0	31	79	101
	Esperado			
Grupo uno	267.66	633.43	629.51	374.41
Grupo dos	43.70	103.41	102.77	61.12
Grupo tres	29.65	70.16	69.72	41.47
	Probabilidades y direcciones			
Grupo uno	N.S. +	N.S. +	N.S. -	N.S. -
Grupo dos	N.S. -	N.S. -	$p < 0.01$ +	N.S. -
Grupo tres	$p < 0.001$ -	$p < 0.01$ -	N.S. +	$p < 0.001$ +

Las formas de dispersión primaria para cada especie tienden a variar entre grupos funcionales. Por ejemplo, las especies del grupo uno son principalmente dispersadas por ganado, las especies del grupo dos son dispersadas por aves y en

la especie del grupo tres la dispersión primaria solo es por viento. La dispersión secundaria se presenta en los tres grupos funcionales, ésta la realizan principalmente mamíferos de talla pequeña y en menor cantidad los mamíferos medianos (Cuadro 16).

Cuadro 16.- Formas de dispersión de semillas de cada una de las especies que conforman los grupos funcionales.

	Especie	Dispersión primaria			Dispersión secundaria	
		Ganado	Aves	Viento	Hormigas	Mamíferos pequeños
Grupo funcional 1	<i>Jatropha dioica</i> *					X
	<i>Larrea tridentata</i>			X	X	?
	<i>Salvia ballotaeflora</i>			?	?	?
	<i>Acacia constricta</i>	X				X
	<i>Mimosa biuncifera</i>	X				X
	<i>Mimosa zygophylla</i>	X				X
	<i>Opuntia imbricata</i> *	X	X		X	X
	<i>Opuntia rastrera</i> *	X	X		X	X
	<i>Condalia ericoides</i>		X			X
Grupo funcional 2	<i>Opuntia cantabrigiensis</i>	X	X		X	X
	<i>Berberis trifoliolata</i>		X			X
	<i>Rhus microphylla</i>		X			X
Grupo funcional 3	<i>Flourensia cernua</i>			X	?	?

*Multiplicación por ahijamiento; ?= posiblemente

4.5 DISCUSIÓN

Se observaron tres patrones bien definidos en las gráficas de tendencia de las especies que conformaron los grupos funcionales. Los resultados permiten postular hipótesis acerca de la dinámica sucesional de las especies arbustivas que forman los manchones de vegetación en la porción sur del Desierto Chihuahuense.

El 67% de las especies vegetales que se ubicaron en el grupo funcional uno (*A. constricta*, *C. ericoides*, *L. tridentata*, *M. biuncifera*, *M. zygophylla*, *J. dioica*, *O. imbricata*, *O. rastrera* y *S. ballotaeflora*) son especies arbustivas cuyos doseles son muy abiertos por lo que se les considera especies competitivamente inferiores. Estas especies pueden ser reemplazadas eventualmente por especies más competitivas. En esta comunidad vegetal *L. tridentata* se considera una especie inicial de la sucesión en las comunidades vegetales de las zonas áridas y semiáridas de los desiertos de Norteamérica (Yeaton, 1978; Flores y Yeaton, 2000). Esta especie pionera es reemplazada por *Flourensia cernua*, que es un arbusto con dosel más cerrado y es más común en suelos ricos en nutrimentos. *F. cernua* es una especie poco abundante en estas comunidades vegetales, por lo que necesita de mucho tiempo para lograr establecerse (R. I. Yeaton H., com. pers.). Flores y Yeaton (2000) mencionan que la competencia interespecífica es un proceso biótico importante en las comunidades de pastizal con procesos de invasión de especies arbustivas que forman manchones de vegetación. La invasión no es aleatoria sino que sigue un orden de entrada de las especies, dado por su jerarquía competitiva. Las primeras especies que entran son de dosel abierto y bajo; luego estas son reemplazadas gradualmente por especies más altas con dosel cerrado.

En los lomeríos de la porción oeste del altiplano potosino-zacatecano, *J. dioica* es una especie clave para iniciarse la formación de manchones de vegetación leñosa, ya que aparentemente no es depredada por ningún vertebrado y por su forma de multiplicación por hijuelos de raíz, forma colonias que retienen suelo y captan agua. Briones *et al.* (1998) mencionan la importancia de *O. rastrera* como una especie captadora de suelo en la reserva de Mapimí, Durango. Esto crea condiciones favorables en el suelo para el establecimiento de otras especies vegetales. *J. dioica* es reemplazada después por especies arbustivas pioneras, como *A. constricta*, *M.*

biuncifera, *M. zygophylla*, *L. tridentata* y *S. ballotaeiflora*. Estas especies iniciales son reemplazadas por especies arbustivas intermedias de la sucesión como *B. trifoliolata* y *R. microphylla*; luego, en este tipo de comunidades vegetales *F. cernua* reemplaza a todas las especies arbustivas. Por último, las especies arbóreas como *Opuntia streptacantha* y *Yucca filifera* eventualmente reemplazan a las especies arbustivas (Flores y Yeaton, 2000).

Yeaton y Romero-Manzanares (1986) demostraron que los mosaicos de vegetación formados por *Acacia schaffneri* y *O. streptacantha* en el sur del Desierto Chihuahuense comienzan con especies arbustivas de leguminosas. En el presente estudio, el grupo de especies funcionales uno incluye tres especies de leguminosas (*A. constricta*, *M. biuncifera* y *M. zygophylla*) y a una colonizadora muy dotada (*J. dioica*), por lo que podemos atribuir a estas especies la formación inicial de manchones de vegetación leñosa.

Los tres grupos de especies funcionales reconocidos presentan diferencias en sus formas primarias de dispersión. La dispersión secundaria por mamíferos pequeños parece común en las especies vegetales de los tres grupos funcionales, pues al menos el 77% del total de las especies probablemente presentan este tipo de dispersión. La dispersión por hormigas se presenta sólo en el 31% de las especies vegetales que forman los grupos funcionales.

La dispersión de las especies del grupo funcional uno (*A. constricta*, *C. ericoides*, *L. tridentata*, *M. biuncifera*, *M. zygophylla*, *J. dioica*, *O. imbricata*, *O. rastrera* y *S. ballotaeiflora*) se lleva a cabo principalmente por el ganado (67%); esta dispersión es de gran distancia, ya que el ganado puede llevar las semillas a cientos o miles de metros de la planta madre.

Janzen (1981a; 1981b) menciona que los mamíferos herbívoros de gran tamaño pueden ser eficientes dispersores de especies vegetales. Los resultados obtenidos por Quintana-Ascencio (1985) mostraron que los mamíferos de talla grande (bovinos y equinos) y los de talla mediana (ovinos y caprinos) causan poco daño a las semillas cuando estas pasan por su tracto digestivo. En el caso particular del mesquite, Kneuper *et al.* (2003) demostraron que los caprinos y ovinos son los principales consumidores de las semillas de mesquite, pero no necesariamente son

dispersores, sino depredadores. Los autores lo atribuyen a el proceso de masticación (fuerza de mandíbula, molares, etc.), ya que el ganado ovino tiene un periodo de masticación que varía de 2 a 7 minutos, mientras que el ganado bovino mastica entre 15 y 45 segundos. Así, el daño causado a las semillas por la masticación es mayor por el ganado ovino que por el ganado bovino, lo cual explica que las semillas recolectadas de las excreciones del ganado bovino fueran en su mayoría viables. Estos autores concluyen que los bovinos dispersan efectivamente las semillas de mesquite, pero no así los caprinos y ovinos.

Cox *et al.* (1993) estudiaron los factores biológicos y físicos que influyen en el establecimiento de las leguminosas *A. constricta* y *Prosopis velutina* en el desierto de Sonora. Ellos concluyeron que el establecimiento de estas especies se debe a una combinación de la actividad del ganado (bovinos), y de las ratas canguro *Dipodomys merriami*. El ganado consume las vainas de ambas especies y dispersa sus semillas con las heces. Después, los roedores recolectan las semillas de las excreciones del ganado y las llevan a sus madrigueras para almacenarlas, lo que favorece la germinación de las semillas que no son relocalizadas por los roedores. Giannoni *et al.* (2001) mencionan que los roedores de las especies *Eligmodontia typus* y *Graomys griseoflavus* pueden influir en la dinámica de la comunidad vegetal, debido a sus hábitos de almacenamiento de semillas en el desierto del Monte, Argentina. Esta influencia indirecta de los roedores sobre la dinámica de la comunidad vegetal también ha sido observada por otros autores (Yeaton, 1978; Brown y Heske, 1990; Martinsen *et al.*, 1990; Swihart y Picone, 1991; Fields *et al.*, 1999) para los desiertos de Norteamérica. Muchos de estos disturbios son causados por animales de hábitos excavadores, debido a que las madrigueras de estos animales cambian las características del suelo.

Sin embargo, Quintana-Ascencio (1985) señala la recolecta y depredación de las semillas que se encuentran en las excreciones de los grandes herbívoros, principalmente por roedores (*Liomys irroratus*) y hormigas granívoras (*Pogonomyrmex* spp.). Si se supone que los roedores y las hormigas fueran escasos y que las semillas dispersadas con los excrementos lograran germinar, es poco probable que las plántulas lleguen a establecerse y desarrollarse, debido a que

estarían demasiado expuestas a daños ambientales como la deshidratación y también a destrucción por animales silvestres y ganado (consumo, pisoteo, etc.). Por lo que, menciona que la dispersión de semillas con los excrementos del ganado (endozoocoría) difícilmente se puede considerar como eficiente cuando los roedores y las hormigas son abundantes.

Es cierto que los roedores son depredadores de semillas, pero sus hábitos de almacenamiento sí favorecen a las especies vegetales, ya que no todas las semillas que son recolectadas son relocalizadas por los roedores, por lo que un porcentaje de estas semillas tienen la oportunidad de germinar y establecerse (González-Espinosa y Quintana-Ascencio, 1986).

La estrategia de dispersión de las especies que forman el grupo funcional dos (*B. trifoliolata*, *R. microphylla* y *O. cantabrigiensis*) es 100% por aves. La dispersión por las aves se da al regurgitar el alimento a los polluelos, al picotear los frutos o al limpiarse los picos frotándolos contra las ramas (J. R. Aguirre R., com. pers.). Sin embargo, Traveset (1998) estudió el efecto que tienen los vertebrados frugívoros sobre la germinación de semillas, y demostró que la germinación de las semillas de algunas especies vegetales se ve ligeramente favorecida por los mamíferos no voladores y en segundo término por las aves. Menciona que algunas aves como los colorines (*Passerina* spp.) tardan entre 5 y 20 minutos en regurgitar las semillas y de 30 a 90 minutos en defecar lo consumido y algunas especies de palomas (*Columba* spp.) presentan un intervalo de 55 a 140 minutos. Los resultados obtenidos por Traveset (1998) mostraron que las semillas recuperadas de las excreciones de las aves son viables, lo que indica que el paso por el tracto digestivo no afecta a todas las semillas. Este tipo de dispersión presenta ventajas y desventajas; el hecho de que algunas especies de aves sólo defecan cuando están sobre una percha (especies arbustivas o arborescentes) lo podemos catalogar como una desventaja, ya que las semillas caen debajo de los doseles de las especies que sirvieron como percha y esto puede inhibir por efecto de sombra, la germinación de las semillas o el desarrollo de las plántulas. Por otro lado, esto se puede considerar una ventaja para algunas especies, debido a que las especies que sirvieron de percha pueden fungir

como sus nodrizas y proveer condiciones favorables para su germinación y el establecimiento.

Por último, la especie del grupo funcional tres (*F. cernua*) se dispersa principalmente por viento. Es un arbusto cuyo dosel es muy cerrado, por lo que parece reemplazar a todas las demás especies arbustivas que se encuentran en el área de estudio (Yeaton, datos sin publicar). Muller (1940) menciona que el matorral de *Larrea-Flourensia* y las especies arbustivas y herbáceas asociadas, sólo se pueden llegar a establecer cuando los suelos son maduros y ricos en nutrientes. Este es el caso de los manchones de vegetación, que como se señaló anteriormente, sus suelos contienen mayor riqueza de nutrientes edáficos que las áreas adyacentes, por lo que se espera una tendencia hacia el incremento en las especies arbustivas, desplazando a las especies propias de un pastizal, del que llegan a quedar solo relictos. Los disturbios ocasionados por los pequeños mamíferos de hábitos excavadores al realizar sus madrigueras favorecen en gran medida el enriquecimiento de nutrientes de la superficie del suelo de los manchones.

4.6 CONCLUSIONES

- Se pudieron reconocer tres grupos de especies funcionales y cuatro categorías de riqueza de especies en los manchones de vegetación leñosa.
- En los lomeríos del oeste del altiplano potosino-zacatecano *Jatropha dioica* es una especie clave para iniciarse la formación de manchones de vegetación leñosa.
- Especies arbustivas pioneras de dosel abierto como *Acacia constricta*, *Larrea tridentata* y *Mimosa zygophylla*, reemplazan gradualmente a *Jatropha dioica*, y a su vez son posteriormente reemplazadas por especies de dosel cerrado como *Flourensia cernua*.

- El 67% de las especies del grupo funcional uno son dispersadas por el ganado. El 100% de las especies del grupo funcional dos son dispersadas por aves. La especie del grupo tres es dispersada por el viento.
- La dispersión secundaria por mamíferos pequeños es común en las especies de los tres grupos funcionales.

CAPÍTULO 5.- DIVERSIDAD DE ESPECIES DE ROEDORES EN UN MATORRAL SEMIÁRIDO DEL SUR DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE

5.1 RESUMEN

En la conformación de la diversidad actual, han jugado un papel decisivo los grupos formados por especies de tamaño pequeño y vida relativamente corta (estrategia *r*), por ejemplo, gramíneas, orquídeas, insectos, roedores, etc. La distribución y abundancia de las especies animales en los ecosistemas están determinadas por factores bióticos y abióticos. Entre los factores bióticos, la estructura y composición de la vegetación tienen un papel importante en la presencia-ausencia y la dinámica poblacional de roedores. En los desiertos de Norteamérica los roedores muestran una alta especialización en cuanto al uso del hábitat. El objetivo fue estimar la diversidad de especies de roedores en un matorral semiárido del sur del Desierto Chihuahuense.

El sitio de estudio es una loma que va de los 2100 a 2148 msnm, con una longitud aproximada de 900 m. En esta loma se delimitaron cuatro parcelas permanentes de 50 x 50 m, siguiendo un gradiente de altitud. En cada una de las parcelas se colocaron 20 trampas Sherman arregladas en una cuadrícula de 5 x 10 m; a cada trampa le correspondió un número de posición invariable. En cada parcela de 50 x 50 m se colocaron dos hileras de diez trampas cada una. La relación entre la comunidad vegetal y roedores se estudió dentro de las parcelas permanentes de 50 x 50 m en las que se trazaron 80 parcelas de 2 x 2 m, la trampa se colocó en el punto central. En cada una de las parcelas de 2 x 2 se determinó la composición florística y se midió cobertura y densidad vegetal.

Se realizaron siete salidas al campo para la captura-recaptura sistemática de roedores; se capturaron en total 407 individuos de nueve especies pertenecientes a dos familias (Heteromyidae y Muridae). *Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni* fueron las especies más abundantes, estas dos especies representaron el 91.16% del total de roedores capturados en la comunidad de la Purísima de Abajo. *D. merriami* se asoció con las especies arbustivas *Berberis trifoliolata* y *Mimosa zygophylla* y *C. nelsoni* sólo se asoció con *M. zygophylla*. La comunidad de roedores

de La Purísima de Abajo es menos diversa que la comunidad de El Manantial. Los roedores no parecen generar o iniciar los manchones de vegetación leñosa, pero los pequeños disturbios que provocan pueden contribuir a su desarrollo al favorecer el establecimiento de especies arbustivas subsecuentes.

5.2 INTRODUCCIÓN

Las formas de vida que existen en el planeta son muy variadas, hasta la fecha sólo se han descrito alrededor de 1.5 millones de especies de toda clase de organismos y las estimaciones sobre su número total varían entre 5 y 30 millones. Actualmente sólo vive una pequeña parte del total de especies que han existido sobre la Tierra. En el aumento de la diversidad hasta el nivel actual han jugado un papel decisivo grupos formados por especies de tamaño pequeño y vida relativamente corta, por ejemplo gramíneas, orquídeas, insectos, roedores, etc. (Terradas, 2001).

La diversidad biológica es el grado de variación de clases de organismos vivos en los complejos ecológicos donde habitan. La diversidad puede dividirse en tres categorías jerarquizadas: genética, de especies y de ecosistemas, las cuales describen diferentes aspectos de los sistemas vivientes (Carlsen, 1992).

La diversidad hace referencia tanto al número de especies (riqueza de especies), como a la abundancia relativa de individuos entre las especies (equidad). Existen tres tipos de diversidad: la diversidad alfa (α) es la que existe dentro de una comunidad; la diversidad beta (β) se da entre comunidades y la diversidad gamma (γ) es la que se da en una base regional, que incluye el desplazamiento de especies a lo largo de grandes regiones geográficas (Smith y Smith, 2001).

La excepcional riqueza biológica de México se debe a una combinación de factores, como son la ubicación latitudinal, historia geológica compleja, topografía accidentada, edad de las tierras emergidas (400 millones de años) y el contacto tectónico con otras placas (Conabio, 2000).

Los mamíferos poseen tres características distintivas que los diferencian de otras clases de vertebrados: la presencia de pelo que recubre la superficie del cuerpo, la viviparidad y la producción de leche y la manera en que los críos son

alimentados con las glándulas mamarias de la madre (Villa y Cervantes, 2003). Los roedores constituyen el 40% de todas las especies de mamíferos y su distribución es mundial. Además de haberse adaptado a todos los hábitats, desde las tundras árticas hasta los desiertos tropicales, los bosques y las altas montañas, gracias a la ayuda del hombre han llegado hasta los lugares más recónditos. Sus relaciones con el hombre pueden ser estrechas y frecuentemente nocivas: históricamente han difundido una gran variedad de enfermedades mortales y se alimentan de las cosechas y productos almacenados (Delany, 2000).

El orden Rodentia actualmente lo conforman 29 familias, 426 géneros y 1814 especies; así, tiene muchas más especies que cualquier otro orden de mamíferos. Tradicionalmente se ha subdividido en tres subórdenes, con base en la musculatura de la mandíbula y estructuras asociadas al cráneo; estos subórdenes son: Sciuromorpha (con las familias Sciuridae, Geomyidae, Heteromyidae y Castoridae, entre otras), Myomorpha (con las familias Muridae y Zapodidae, entre otras) e Hystricomorpha (con las familias Dasyproctidae, Chinchillidae, Hydrochaeridae y Octodontidae, entre otras) (Nowak, 1991).

La distribución y abundancia de las especies animales en los ecosistemas naturales están determinadas por factores bióticos y abióticos. Entre los factores bióticos, la estructura y composición de la vegetación juegan un papel importante en la presencia-ausencia, así como en la dinámica poblacional de roedores. Algunos autores como Rosenzweig y Winakur (1969), Price (1978), Price y Waser (1985), y Valone y Brown (1995) mencionan que en los desiertos de Norteamérica los roedores muestran una alta especialización en cuanto al uso del hábitat. Los factores abióticos, como precipitación, temperatura, presión barométrica y humedad y las propiedades físicas del suelo, también son importantes en la distribución de las poblaciones animales (Rosenzweig y Winakur, 1969).

En México existe una gran riqueza de especies de *Opuntia* (Cactaceae). Sus cladodios tiernos (nopalitos), frutos y semillas constituyen el principal alimento de roedores y en menor proporción de hormigas y aves (Davidson et al., 1984). El acarreo de las semillas hacia las madrigueras de los roedores parece favorecer la germinación de *Opuntia* y otras especies vegetales, ya que en algunas ocasiones los

depósitos de semillas en las madrigueras no son relocalizados por los roedores, por lo que estas semillas pueden tener una mayor probabilidad de germinación y de establecimiento (Quintana-Ascencio, 1985).

El destino de las semillas después de las interacciones depredación-movimiento-dispersión depende de las características del hábitat, así como de la abundancia de las poblaciones de roedores y la disponibilidad de recursos opcionales para estos granívoros especializados (González-Espinosa y Quintana-Ascencio, 1986).

En los desiertos de Norteamérica los roedores granívoros más especializados pertenecen a la familia Heteromyidae. Estos roedores granívoros son recolectores nocturnos y pasan la mayor parte del día en sus madrigueras. Los roedores dedican la mayor parte de su tiempo activo a la recolección de semillas distribuidas sobre el suelo o enterradas a poca profundidad, aunque algunas especies como *Neotoma* spp. recolectan frutos enteros (Spencer y Spencer, 1941). Brown y Lieberman (1973) demostraron que existe una estrecha correlación ($r=0.94$) entre el peso corporal medio de los roedores y el tamaño de la semilla que recolectan.

El objetivo de este capítulo fue estimar la diversidad de especies de roedores en un matorral semiárido del sur del Desierto Chihuahuense. En las zonas áridas los roedores suelen ser la principal fuente de alimento de muchos depredadores, como aves rapaces, coyotes, zorras, serpientes, etc. Por lo tanto, se planteó la hipótesis de que los arbustos proveen un refugio seguro y protección contra el ataque de los depredadores. Mientras que la diferencia de vegetación en cuanto a cobertura y densidad determinan la abundancia y distribución de los roedores.

5.3 METODOLOGÍA

5.3.1 Definición operativa de manchón de vegetación leñosa

Un manchón es una agrupación de individuos vegetales de una o varias especies que se encuentran rodeadas de suelo desnudo o bien de suelo sin ninguna especie arbustiva.

5.3.2 Captura-recaptura de roedores

El diseño experimental para la captura/recaptura sistemática de roedores posiblemente asociados a la formación de manchones de vegetación leñosa se planteó de la siguiente manera:

El sitio de estudio es una loma que va de los 2095 a 2148 msnm, en una longitud aproximada de 900 m. En esta loma se delimitaron cuatro parcelas permanentes de 50 x 50 m, asociadas a cuatro bandas perpendiculares al gradiente corto de vegetación. La banda o parcela permanente con el número 1 correspondió al sitio que se ubica en la cima de la loma y el número 4 a la que se encuentra cerca del valle. La exposición de la ladera en que se trabajó es de 270° oeste y la pendiente es de $\approx 6\%$ (Figura 11).

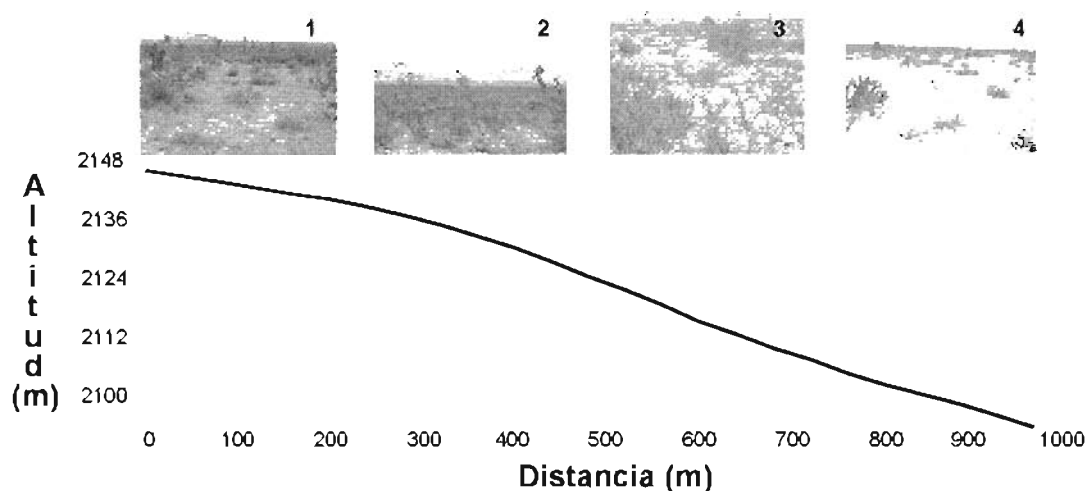


Figura 11.- Fisonomía de cada una de las bandas a lo largo del gradiente de vegetación y perfil del área de estudio.

Se contó con 80 trampas Sherman para captura viva (23x9x7.5 cm); se capturó por dos noches continuas con dos repeticiones por parcela durante siete salidas mensuales al campo, para un total de 1120 noches-trampa. Las dos primeras salidas se realizaron en septiembre y octubre de 2003, y las cinco salidas restantes se realizaron mensualmente en el periodo marzo-julio de 2004.

En cada una de las parcelas se colocaron 20 trampas Sherman arregladas en una cuadrícula de 5 x 10. A cada trampa le correspondía un número de posición invariable. En cada parcela grande se colocaron dos hileras de diez trampas cada una (Figura 12).

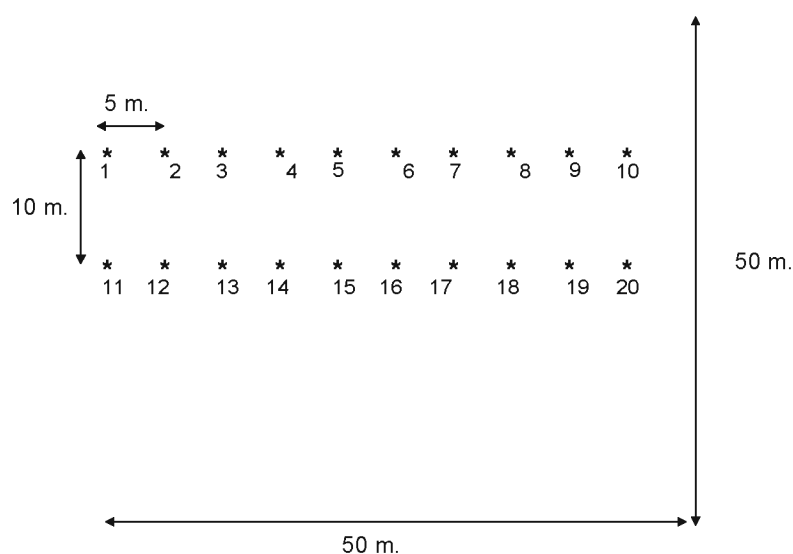


Figura 12.- Colocación de las trampas Sherman para captura viva dentro de cada parcela grande.

Se utilizaron hojuelas de avena como cebo (Boitani y Fuller, 2000; Romero-Almaráz *et al.*, 2000; J. Luévano E.; J. Martínez; G. Martínez de La Vega, com. pers.). Las trampas se cebaban el primer día y cuando se liberaba algún roedor. En algunas ocasiones, cuando otros animales (hormigas, lagartijas y aves), entraban a la trampa atraídos por el cebo y removían las hojuelas, era necesario reponerlas.

Las trampas se revisaban por la mañana. Para cada captura se anotaba el número de la trampa y se determinaba la especie de roedor. Para ello se sacaba al roedor con ayuda de una bolsa de plástico transparente. Las especies de roedores se determinaron con base en las claves para la identificación de los mamíferos del altiplano potosino (Mellink, 1984).

A los animales capturados se les determinó el sexo y se marcaron utilizando la técnica de ectomización de falanges (Luévano, 1985; Boitani y Fuller, 2000; Romero-

Almaráz *et al.*, 2000). Con el dorso del ratón sobre la palma de la mano, se contaban los dedos de izquierda a derecha del 1 al 8. A las patas les correspondían las decenas y a las manos las unidades (Figura 13). Cuando era necesario marcar centenas se cortaban dos dedos de las manos, el primero hacía referencia a las centenas y el segundo a las unidades (Luévano, 1985). Es importante mencionar que los dedos de las patas corresponden únicamente a las decenas.

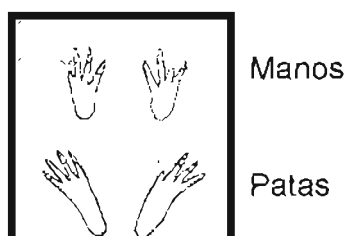


Figura 13.- Ejemplo de marcado de roedores, en este caso el número de marca es 157 ya que se cortó el primer dedo de las manos (centena), el quinto dedo de las patas (decena) y el séptimo dedo de las manos (unidad) (Figura tomada de Luévano, 1985).

Se utilizó el índice de Shannon [$H' = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$] (Magurran, 1989) para estimar la diversidad de la comunidad de roedores en La Purísima de Abajo. El índice de diversidad obtenido se comparó con el índice de diversidad de la comunidad de roedores de El Manantial, ejido de San Vicente perteneciente al municipio de Vanegas, San Luis Potosí (Luévano, datos sin publicar).

5.3.3 Asociación roedor-cobertura de especies vegetales

La relación de la comunidad vegetal con la de roedores se estudió de la siguiente manera: dentro de las parcelas permanentes de 50 x 50 metros se trazaron 80 parcelas pequeñas de 2 x 2 metros donde la trampa se colocó en su punto central (Figura 14). En cada una de estas pequeñas parcelas de 2 x 2 se determinó la composición florística y se midió cobertura y densidad.

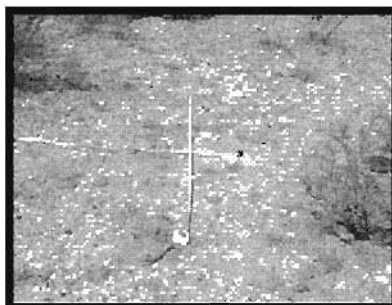


Figura 14.- Ejemplo de trazado de parcelas de 2 x 2 m en cada una de las parcelas de 50 x 50 m.

Para evaluar la asociación entre roedores y especies arbustivas, se determinó la composición florística de los manchones que presentaron madrigueras de *Chaetodipus nelsoni* y/o *Dipodomys merriami*. Se escogieron estas dos especies de roedores por ser las más abundantes en el sitio de estudio. Los datos se analizaron con pruebas de chi-cuadrada con tablas de contingencia de 2 x 2 (Siegel y Castellan, 2003). Las variables que se registraron fueron cualitativas con o sin madriguera de *C. nelsoni* y/o *D. merriami*. Para ello se contaron los casos de manchones con presencia ausencia de madrigueras.

5.3.4 Número de trampas por estación de captura

No todas las especies de roedores presentan los mismos periodos de actividad; por ejemplo, algunas especies comienzan a salir de sus madrigueras durante el crepúsculo vespertino y otras lo hacen más noche (Rosenzweig y Winakur, 1969). Lo anterior se debe a hábitos o conductas que presumiblemente evitan la competencia interespecífica. Por lo tanto, durante la sexta salida al campo (junio 2004) para la captura-recaptura de roedores se colocaron dos trampas por estación de captura (Figura 15). Las trampas se colocaron con una separación entre sí de 30 cm. Lo anterior se hizo con la finalidad de saber si era posible capturar individuos de especies cuya actividad comenzara ya bien entrada la noche.



Figura 15.- Dos trampas por estación de captura.

5.3.5 Desplazamiento de roedores

El movimiento de roedores se calculó con base en las capturas y recapturas. La distancia recorrida por los roedores se estimó con base en la distancia entre trampas y parcelas de muestreo. Lo anterior fue posible ya que a cada una de las trampas le correspondió un número y posición invariables durante el periodo de captura.

5.4 RESULTADOS

5.4.1 Abundancia relativa

Durante las siete salidas al campo para la captura-recaptura sistemática de roedores se capturaron en total 407 roedores, de los cuales se marcaron 135 individuos y se recapturaron 272. Se registraron nueve especies pertenecientes a dos familias (Heteromyidae y Muridae). En el Cuadro 17 se indica la abundancia relativa para las nueve especies capturadas en el sitio de estudio. *Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni* fueron las especies más representativas por su número de capturas con el 57.25 y 33.91% respectivamente (Figura 16).

Cuadro 17.- Abundancia relativa de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

Familia	Especie	Abundancia relativa
Heteromyidae	<i>Chaetodipus nelsoni</i> Merriam	33.91
	<i>Chaetodipus penicillatus</i> Merriam	0.49
	<i>Dipodomys merriami</i> Mearns	57.25
	<i>Dipodomys ordii</i> Woodhouse	0.25
	<i>Perognathus flavus</i> Baird	0.74
	<i>Liomys irroratus</i> Merriam	0.25
Muridae	<i>Neotoma mexicana</i> Baird	1.97
	<i>Onychomys torridus</i> Baird	2.70
	<i>Peromyscus eremicus</i> Baird	2.46

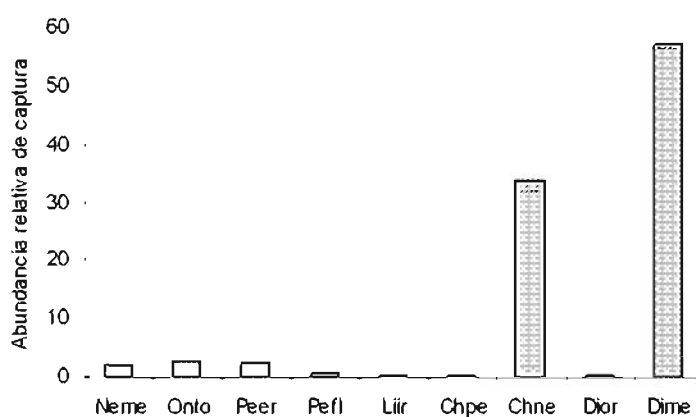


Figura 16.- Abundancia relativa de las especies de roedores capturados en el ejido La Purísima, Pinos, Zacatecas. **Neme**=*Neotoma mexicana*, **Onto**=*Onychomys torridus*, **Peer**=*Peromyscus eremicus*, **Pefl**=*Perognathus flavus*, **Liir**=*Liomys irroratus*, **Chpe**=*Chaetodipus penicillatus*, **Chne**=*Chaetodipus nelsoni*, **Dior**=*Dipodomys ordii* y **Dime**=*Dipodomys merriami*.

El peso medio de los individuos capturados para *Dipodomys merriami* fue de 47.1 g, 17.4 g. para *Chaetodipus nelsoni*, 7.3 g. para *Perognathus flavus*, 29 g. para *Onychomys torridus* y 22.5 g. para *Peromyscus eremicus* (Cuadro 18).

Cuadro 18.- Peso promedio de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

Especie	Peso g.
<i>Chaetodipus nelsoni</i>	47.1
<i>Dipodomys merriami</i>	17.4
<i>Onychomys torridus</i>	7.3
<i>Peromyscus eremicus</i>	29.0
<i>Perognathus flavus</i>	22.5

5.4.2 Proporción de sexos

La proporción de sexos se estimó sólo para seis especies de roedores, ya que de algunas de ellas, como *Dipodomys ordii*, *Liomys irroratus* y *Chaetodipus penicillatus*, solo se capturó un ejemplar (Figura 17).

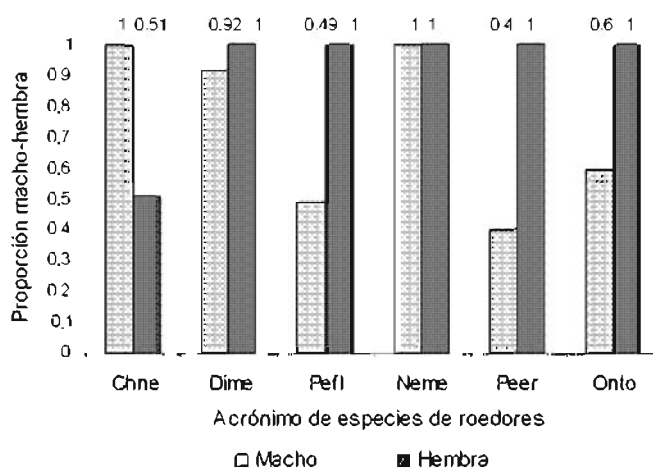


Figura 17.- Proporción de sexos de las especies de roedores capturados en el ejido La Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

5.4.3 Diversidad de roedores

La diversidad se compone de número de especies (riqueza), y número de individuos de cada una de las especies (equidad). El índice de diversidad de Shannon (H') para la comunidad de roedores en la Purísima de Abajo es de $H'=2.00$. Una manera de evaluar este valor es comparándolo con el índice de diversidad máxima (H'_{\max}), el cual es el valor hipotético si las especies presentaran el mismo número de individuos, es decir que tuvieran la equidad máxima: $H'_{\max}=3.17$. Así se puede decir que la diversidad de la comunidad de roedores en La Purísima de Abajo tiende a ser alta.

Por otro lado, el índice de diversidad para una comunidad de roedores del área El Manantial, ejido de San Vicente, municipio de Vanegas, San Luis Potosí, fue $H'=2.74$ y la diversidad máxima $H'_{\max}=3.32$ (Luévano, datos sin publicar).

También se calculó el índice de similitud entre las comunidades de roedores de La Purísima de Abajo y El Manantial, el valor del índice varía de acuerdo con la prueba aplicada, por ejemplo Sorensen (0.57) y Jaccard (0.40). Con base en los resultados obtenidos podemos afirmar que la comunidad de roedores de El Manantial es más diversa, a pesar de que la riqueza de especies es similar entre las dos comunidades: diez especies en El Manantial contra nueve especies de La Purísima de Abajo. La diferencia radica en la equidad de especies, ya que en la comunidad de El Manantial el 76.86% se reparte en cuatro especies (*Chaetodipus penicillatus*, *Dipodomys merriami*, *D. spectabilis* y *Neotoma albigula*), mientras que en la comunidad de roedores de La Purísima de Abajo el 91.16% está representado por sólo dos especies (*Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni*).

5.4.4 Asociación roedor-cobertura

Se calculó la cobertura vegetal (m^2) para cada una de las parcelas de 2 x 2 m y se realizaron correlaciones entre la cobertura vegetal y la frecuencia de captura de *Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni*. Se encontró una correlación negativa ($r=-0.42$; $p<0.05$; $n=45$) entre la frecuencia de captura *D. merriami* y la cobertura vegetal. En el caso de *C. nelsoni* la correlación no fue estadísticamente significativa

($r=0.06$; $p>0.05$; $n=46$). Con base en lo anterior podemos inferir que *D. merriami* tiende a estar en zonas con menor cobertura vegetal (áreas abiertas fuera de los manchones) y que *C. nelsoni* merodea indistintamente en áreas abiertas y en los manchones de vegetación leñosa. Sin embargo, cuando se comparó la cobertura de las 80 parcelas de 2 x 2 m con la cobertura de las parcelas de 2 x 2 m donde se capturó a *D. merriami* y *C. nelsoni*, no se registró diferencia estadísticamente significativa (Cuadro 19). Por lo tanto, no es posible corroborar que efectivamente existe correlación negativa entre la frecuencia de captura de *D. merriami* y la cobertura vegetal.

Cuadro 19.- Cobertura vegetal m² asociada a las dos especies principales de roedores del área de estudio. Letras iguales entre filas indican diferencia no significativa.

Especies	$\bar{X} \pm EE$	p
Cobertura total	1.70±0.21 ^a	
Cobertura de <i>D. merriami</i>	1.34±0.21 ^a	N.S.
Cobertura de <i>C. nelsoni</i>	1.20±0.20 ^a	

La asociación de la composición florística de 27 manchones de vegetación leñosa con las madrigueras de *Dipodomys merriami* y/o *Chaetodipus nelsoni* produjo los siguientes resultados. Las pruebas de chi-cuadrada de tablas de contingencia de 2 x 2, permiten afirmar que las especies vegetales con las que *D. merriami* se asocia significativamente ($n=27$; $p<0.05$) fueron *Mimosa zygophylla* y *Berberis trifoliolata*, mientras que *C. nelsoni* se asoció significativamente ($n=27$; $p<0.05$) con *Mimosa zygophylla*.

5.4.5 Número de trampas por estación de captura

Las especies de roedores capturados en la sexta salida al campo, cuando se colocaron dos trampas por estación de captura, no variaron respecto a las especies capturadas en las otras salidas. Sólo en dos de las 40 estaciones de captura ambas trampas fueron ocupadas.

5.4.6 Desplazamiento de roedores

El movimiento de roedores sólo pudo ser calculado para las especies con mayor número de recapturas, *Chaetodipus nelsoni* (88) y *Dipodomys merriami* (177). No hubo diferencia estadísticamente significativa en la distancia recorrida media por *C. nelsoni* (36.81 m) y por *D. merriami* (43.19 m). En *C. nelsoni* las hembras se desplazaron menos (32.21 m) que los machos (39.21 m), pero no existió diferencia estadísticamente significativa entre sexos. Entre la distancia recorrida por las hembras de *D. merriami* (53.27 m) y los machos (33 m), no hubo diferencia estadísticamente significativa (Cuadro 20).

Cuadro 20.- Recorrido (m) de las dos especies principales de roedores del área de estudio.

Especie	$\bar{X} \pm EE$	p
<i>Chaetodipus nelsoni</i>	43.19 \pm 7.45	N.S.
<i>Dipodomys merriami</i>	36.81 \pm 7.16	
<i>Chaetodipus nelsoni</i> ♀	32.21 \pm 11.82	N.S.
<i>Chaetodipus nelsoni</i> ♂	39.21 \pm 9.15	
<i>Dipodomys merriami</i> ♀	53.27 \pm 13.29	N.S.
<i>Dipodomys merriami</i> ♂	33.00 \pm 6.36	

5.4.7 Captura de roedores por estación

La estación del año en que se obtuvo el mayor número de capturas y recapturas (47.55%) fue primavera, seguida por el verano (27.70%) y el otoño (24.75%) (Figura 18). Cabe aclarar que durante el invierno no se realizaron salidas al campo para captura y recaptura de roedores, ya que debido a las bajas temperaturas nocturnas que se presentan en esta región, la mayoría de los roedores capturados mueren de hipotermia dentro de las trampas, particularmente los de la familia Heteromyidae (J. Luévano E., com. pers.).

Especies como *Chaetodipus nelsoni*, *Dipodomys merriami* y *Onychomys torridus* fueron capturadas y/o recapturadas durante las tres estaciones del año,

mientras que *Neotoma mexicana*, *Peromyscus eremicus* y *Perognathus flavus* se capturaron y/o recapturaron en dos estaciones del año (primavera y otoño; verano y otoño, respectivamente), y *Chaetodipus penicillatus*, *Dipodomys ordii* y *Liomys irroratus* se capturaron en sólo una estación del año (primavera, verano y otoño, respectivamente) (Figura 19). En la Figura 20 se observa que el porcentaje de capturas y/o recapturas para *Dipodomys merriami* es mayor durante los meses más calidos (marzo-julio), mientras que el porcentaje de captura y/o recaptura para *Chaetodipus nelsoni* es superior en los meses más fríos (septiembre y octubre).

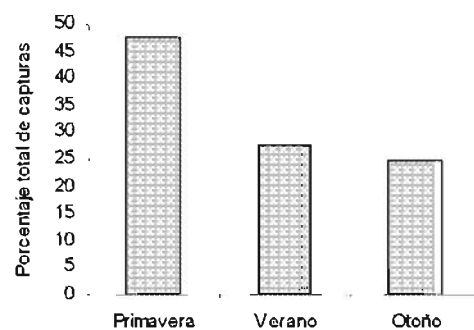


Figura 18.- Porcentaje de roedores capturados y recapturados durante tres estaciones del año.

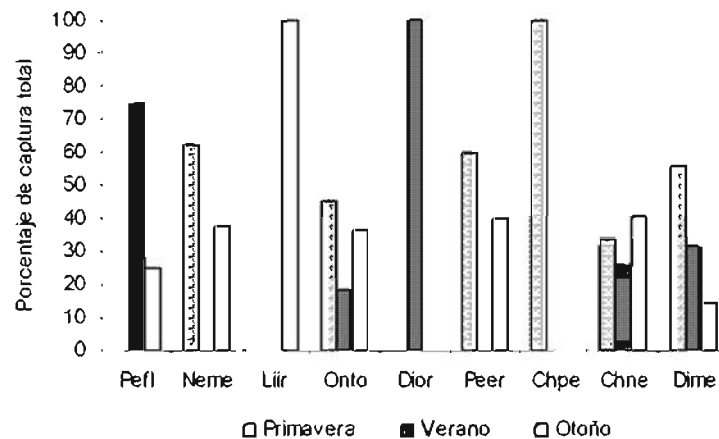


Figura 19.- Porcentaje estimado de la captura y recaptura de las especies de roedores en el área de estudio. **Pefl**=*Perognathus flavus*, **Neme**=*Neotoma mexicana*, **Liir**=*Liomys irroratus*, **Onto**=*Onychomys torridus*, **Dior**=*Dipodomys ordii*, **Peer**=*Peromyscus eremicus*, **Chpe**=*Chaetodipus penicillatus*, **Chne**=*Chaetodipus nelsoni* y **Dime**=*Dipodomys merriami*.

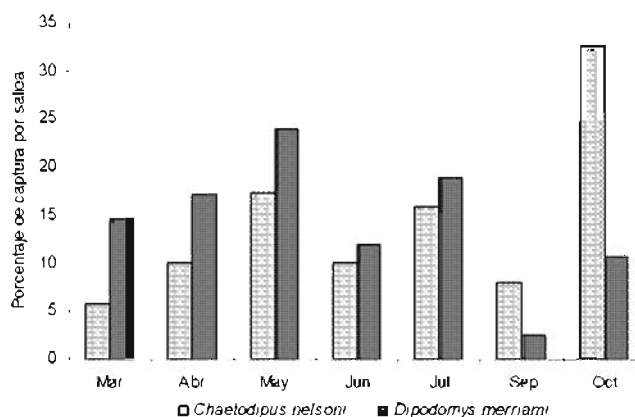


Figura 20.- Variación estacional en el porcentaje de roedores capturados y recapturados de las especies más representativas en el sitio de estudio.

5.5 DISCUSIÓN

Las especies más abundantes en el sitio de estudio fueron *Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni*. El número de especies y su abundancia están ligadas a la producción primaria, la cual depende de la precipitación. Por lo tanto, la abundancia de roedores puede variar enormemente año con año y de un lugar a otro. Brown y Ernest (2002) demostraron en Portal, Arizona que la riqueza y abundancia de roedores se correlacionan positivamente con la precipitación.

Un caso excepcional en cuanto a la correlación entre la abundancia de roedores y la precipitación fue encontrado por Beatley (1969) para el sur de Nevada. Este autor menciona que las lluvias en el otoño de 1965 fueron extraordinariamente frecuentes y de gran magnitud, lo cual se reflejó en un espectacular incremento en la abundancia de *Dipodomys merriami* (de 18 individuos en 1965 a 212 en 1966). Este incremento en la abundancia no solo fue producto de más nacimientos y sobrevivencia, sino que seguramente al existir gran cantidad de alimento en esa región hubo inmigración de roedores, por lo que el número de capturas se incrementó de manera considerable.

Los resultados de esta investigación apoyan en parte la relación que existe entre los roedores y la estructura y composición de la vegetación en el mosaico de manchones del gradiente estudiado.

La relación entre los roedores y la vegetación ha sido documentada. Por ejemplo, las especies del género *Dipodomys* prefieren habitar áreas con poca cobertura vegetal (Reynolds, 1958; Rosenzweig y Winakur, 1969; Zeng y Brown, 1987), lo cual les permite tener mayor oportunidad de observar a sus depredadores, y también facilita su modo de locomoción bípeda y saltante (Reichman y Oberstein, 1977; Price y Waser 1985). En contraste, las especies del género *Chaetodipus* (cuadrúpedos y en algunos casos bípedos facultativos) son más comunes en hábitats con mayor densidad de arbustos (Rosenzweig y Winakur, 1969; Price y Waser, 1985). Los datos registrados en el presente estudio no son suficientemente contundentes para poder afirmar que existe asociación entre la cobertura vegetal y la presencia de roedores.

El presente estudio registró que *D. merriami* se asocia con *Berberis trifoliolata* y *Mimosa zygophylla*, mientras que *C. nelsoni* sólo se asocia con *M. zygophylla*. Estas dos especies de arbustos se caracterizan por ser muy espinosas, por lo que es posible que estas relaciones se deban a que brindan protección a los roedores.

El peso medio de *Dipodomys merriami*, *Perognathus flavus*, *Chaetodipus nelsoni* y *Peromyscus eremicus* fue similar al registrado por Rosenzweig y Winakur (1969) para las mismas especies en el desierto de Sonora, y también coinciden con los mencionados por la Sociedad Americana de Mamíferos (ASM, por sus siglas en inglés).

El uso de más de una trampa por estación de muestreo no garantiza mayor cantidad de capturas. Esto coincide con los hallazgos de Rosenzweig y Winakur (1969), quienes colocaron tres trampas por estación en dos de sus salidas al campo y no observaron tampoco incremento en el número de capturas. Esto probablemente se debió a que el individuo que fue capturado primero en una de las dos trampas espanta o alerta con sus chillidos a los roedores que merodean por el lugar, con lo cual se reduce la posibilidad de captura.

En el sitio de estudio la diferencia en cuanto al desplazamiento de *D. merriami* y *C. nelsoni* no fue estadísticamente significativa. Cuando se analizó el desplazamiento entre sexos tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas, para ninguna de las dos especies.

La actividad de los roedores fue mayor en primavera. Debido posiblemente a que en esta temporada del año hay mayor cantidad de alimento, las noches son menos frías que en invierno, la época de apareamiento para la mayoría de las especies de roedores tiene lugar durante este periodo, etc. Para otras especies la actividad es mayor en invierno, por ejemplo *Chaetodipus nelsoni* en esta estación presenta mayor actividad dentro de las especies de la familia Heteromyidae respecto a *C. penicillatus* (Best, 1994). En el presente estudio también el número de capturas y/o recapturas de *C. nelsoni* fue mayor que el de *Dipodomys merriami* en la época más fría en que se capturó (otoño). Lo anterior se explica debido a que *C. nelsoni* no hiberna, por lo tanto, los individuos de esta especie se mantienen activos (Best, 1994).

Dalquest (1953) menciona que *Chaetodipus nelsoni* se encuentra en todas las regiones desérticas del altiplano potosino, incluyendo valles y colinas rocosas, pero que es más abundante en sitios con vegetación arbustiva. El mismo autor señala que *Dipodomys merriami* se encuentra en todas las regiones áridas del altiplano potosino, aunque es más abundante en áreas abiertas con suelos rocosos y profundos. Además de *C. nelsoni* y *D. merriami*, las otras especies de roedores que se capturaron en el sitio de estudio, comparten como hábitat común, el matorral desértico micrófilo, excepto *Perognathus flavus* que es más frecuente en pastizales.

Las especies de roedores capturadas en La Purísima de Abajo son típicas del altiplano potosino-zacatecano. No se registraron especies raras a este tipo de comunidades vegetales. McCarty (1975) menciona que *Onychomys torridus* habita en valles áridos y matorrales desérticos. Cornely y Baker (1986) citan que *Neotoma mexicana* esta asociada con varios tipos de vegetación arbustiva. Dowler y Genoways (1975) señalan que *Liomys irroratus* habita preferentemente regiones semiáridas (pastizales y matorrales) del norte y centro del Altiplano Mexicano. Veal y Caire (1979) mencionan que *Peromyscus eremicus* se puede encontrar en diferentes hábitats como, matorrales dominados por gobernadora, mesquite con pastizal, vegetación riparia, bosques y matorral submontano. Según Garrison y Best (1990), *Dipodomys ordii* se encuentra en diversos hábitats. Best y Skupski (1994) señalan que en Zacatecas y San Luis Potosí *Perognathus flavus* es más numeroso en zonas

de pastizal, pero también es posible encontrarlo en pastizales con manchones aislados de vegetación leñosa.

Por último, nos preguntamos si ¿los roedores forman los manchones de vegetación leñosa? o bien, ¿los roedores arriban a los manchones cuando éstos ya están formados, por algún proceso ajeno a la actividad de los roedores (madrigueras)?.

De los 255 manchones estudiados sólo el 29% presentó actividad por roedores (madrigueras). Así se puede postular que posiblemente los roedores ocupan los manchones de vegetación cuando ya están al menos parcialmente formados, y por ello no son los que propician la formación de los manchones, aunque sí pueden favorecer el establecimiento de las especies más tardías debido a los pequeños disturbios que ocasionan. Por ello, de manera indirecta pueden llegar a favorecer la diversidad de los manchones de vegetación leñosa.

5.6 CONCLUSIONES

- Las especies más abundantes fueron *Dipodomys merriami* y *Chaetodipus nelsoni* con el 91.16% del total de individuos capturados en la Purísima de Abajo.
- La comunidad de roedores de La Purísima de Abajo tiene menor diversidad ($H' = 2.00$) que la comunidad de El Manantial ($H' = 2.74$).
- *Dipodomys merriami* se asoció con las especies arbustivas *Berberis trifoliolata* y *Mimosa zygophylla*. Mientras que *Chaetodipus nelsoni* sólo se asoció con *M. zygophylla*. Ambas especies vegetales son arbustos espinosos, por lo que es posible que de esta asociación los roedores obtengan protección.
- Incrementar el número de trampas por estación no garantiza un mayor número de capturas en el sitio de estudio.

- En la primavera se tuvo el mayor número de capturas y/o recapturas, seguida del verano y el otoño.
- Los roedores no parecen generar o iniciar los manchones de vegetación leñosa, pero los pequeños disturbios que provocan pueden contribuir a su desarrollo al favorecer el establecimiento de especies arbustivas subsecuentes.

CAPÍTULO 6.- CONCLUSIONES GENERALES

Los manchones de vegetación leñosa contienen gran cantidad de nutrimentos edáficos. Lo anterior, parece favorecer la germinación y el desarrollo de especies arbustivas y suculentas. La invasión de especies leñosas dentro de una matriz de pastizal confiere heterogeneidad espacial al hábitat y hace posible que exista un incremento en la riqueza de especies, ya que existe mayor cantidad de nichos que pueden ser potencialmente ocupados por diferentes especies vegetales y animales.

Dentro de estos manchones de vegetación leñosa se llevan a cabo procesos de reemplazamiento de especies. *Jatropha dioica*, por ejemplo, parece ser una especie clave en la formación de manchones de vegetación leñosa; debido a su forma de crecimiento clonal esta especie es capaz de formar colonias que pueden acumular suelo y humedad. De este modo se crean condiciones favorables como: suelo profundo, humedad y mayor contenido de nutrimentos edáficos para que algunas especies vegetales puedan llegar a establecerse, estas pueden ser especies arbustivas con doseles abiertos como *Acacia constricta*, *Larrea tridentata* y *Mimosa zygophylla*. Eventualmente es posible que estas especies reemplacen a *Jatropha dioica* por ser de mayor porte, sin embargo, no pueden competir con otras especies arbustivas y suculentas de dosel cerrado como *Flourensia cernua* y *Opuntia cantabrigiensis*.

La evidencia obtenida en el presente estudio no es suficiente para descartar la hipótesis de que los roedores forman los manchones de vegetación leñosa. Sin embargo, es más probable que los roedores se establezcan cuando los manchones ya están parcialmente formados. Una vez establecidos, estos organismos generan pequeños disturbios al hacer sus madrigueras como remover los horizontes de suelo más profundos hacia la superficie, aflojar el suelo, favorecer la aireación. Además, sus excreciones adicionan nutrimentos edáficos y materia orgánica, e incrementan la humedad dentro de la madriguera, esto parece favorecer el establecimiento de especies vegetales promoviendo el desarrollo de los manchones. No fue posible documentar que existe asociación entre la cobertura vegetal y la presencia de roedores. Sin embargo, si se encontró que algunas especies de roedores presentan

preferencias por determinadas especies arbustivas. Es probable que los roedores obtengan protección de los manchones de vegetación leñosa, especialmente de especies arbustivas espinosas como *Berberis trifoliolata* y *Mimosa zygophylla*.

LITERATURA CITADA

- Aguiar, M. R. y O. E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *TREE*. 14:1-5.
- Aguilera, N. 1989. *Tratado de edafología de México*. Tomo I. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 222 p.
- Anónimo. 1992a. Mapa geológico de San Luis Potosí, escala 1:500 000. Consejo de Recursos Minerales. Pachuca, Hidalgo. México. 218 p.
- Anónimo. 1992b. Monografía Geológico-Minera del Estado de San Luis Potosí. Consejo de Recursos Minerales. Pachuca, Hidalgo. México. 218 p.
- Archer, S. 1990. Woody plant encroachment into Southwestern grasslands and savannas: rates, patterns and proximate causes. pp. 13-68. In *Ecological implications of livestock herbivory in the west*. Edited by Vavra, A. Laycock and R. D. Pieper. Society for Range Management. Denver, Colorado. USA.
- Archer, S.; C. Scifres; C. Bassham R. 1988. Autogenic succession in a tropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*. 58: 111-127.
- Beatley, J. C. 1969. Dependence of desert rodents on winter annuals and precipitation. *Ecology*. 50:721-724.
- Best, T. 1994. Mammalian species: *Chaetodipus nelsoni*. *The American Society of Mammalogist*. 484:1-6.
- Best, T. y M. Skupski. 1994. Mammalian species: *Perognathus flavus*. *The American Society of Mammalogist*. 471:1-10.
- Boitani, L. y T. K. Fuller. 2000. *Research techniques in animal ecology: Controversies and consequences*. University Press Columbia. USA. 442 p.
- Branson, F. A.; R. F. Millar; I. S. McQueen. 1965. Plant communities and soil moisture relationships near Denver, Colorado. *Ecology*. 46:311-319.
- Briones, O.; C. Montaña; E. Ezcurra. 1998. Competition intensity as a function of resource availability in a semiarid ecosystem. *Oecologia*. 116:365-372.
- Brown, J. y M. Ernest. 2002. Rain and rodents: complex dynamics of desert consumers. *BioScience*. 52:979-987.

- Brown, J. H. y E. J. Heske. 1990. Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science*. 250:1705-1707.
- Brown, J. H. y G. Lieberman. 1973. Resource utilization and coexistence of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology*. 54:788-797.
- Callaway, R. M. y L. R. Walter. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*. 1958-1965.
- Canals, R.; D. Herman; M. Firestone. 2003. How disturbance by fossorial mammals alters N cycling in a California annual grassland. *Ecology*. 84:875-881.
- Carlsen, L. 1992. *Diversidad biológica*. Instituto de Recursos Mundiales (WRI). Washington, DC. USA. 173 p.
- Carlson, S. R. y W. G. Whitford. 1991. Ant mound influence on vegetation and soils in a semiarid mountain ecosystem. *American Midland Naturalist*. 126:125-139
- Castor, C. 2002. *Patrones, procesos y mecanismos de dispersión secundaria en plantas andinas de Chile central*. Tesis Doctoral. Universidad de Chile. Chile. 84 p.
- Challenger, A., 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F. 847 p.
- Chambers, J. C. y J. A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: Movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review and Ecological Systematics*. 25:63-292.
- Charley, J. L. y N. E. West. 1975. Plant-induced soil chemical patterns in some shrub-dominated semi-desert ecosystem in Utah. *Journal of Ecology*. 63:945-963.
- Clements, F. 1916. *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington. Washington, DC. USA. 512 p.
- Cochran, W. G. y G. M. Cox. 1983. *Diseños experimentales*. 2ª Edición. Trillas. México. D. F. 661 p.
- Conabio, 2000. *Estrategia nacional sobre la diversidad de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 103 p.

- Connell, J. y R. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111:1119-1144.
- Cornely, J. y R. Baker. 1986. Mammalian species: *Neotoma mexicana*. *The American Society of Mammalogist*. 262:1-7
- Cox, G. W. y C. Gakahu. 1985. Mima mound microtopography and vegetation pattern in Kenya savannas. *Journal of Tropical Ecology*. 1:23-36.
- Cox, G. W. y C. Gakahu. 1986. A latitudinal test of the fossorial rodent hypothesis of mima mound origin. *Z. Geomorph.* Berlin-Stuttgart 30:485-501.
- Cox, J. R.; A. Alba-Avila; R. W. Rice; J. N. Cox. 1993. Biological and physical factors influencing *Acacia constricta* y *Prosopis velutina* establishment in the Sonoran Desert. *Journal of Range Management*. 46:43-48.
- Dalquest, W. 1953. *Mammals of the Mexican State of San Luis Potosí*. Louisiana State University Press. Baton Rouge, Louisiana. USA. 231 p.
- Davidson, D.W.; R. Inouye; S.; J. Brown H. 1984. Granivory in a desert ecosystem: experimental evidence for indirect facilitation of ants by rodents. *Ecology*. 65: 1780-1786.
- Dean, W. R. J. 1991. *Ecological effects of mound-building by the harvester ant *Messor capensis* on karoo plants*. Master of Science Thesis. University of Natal. Pietermaritzburg, Southafrica. 106 p.
- Dean, W. R. J. y R. Yeaton. 1992. The importance of harvester ant *Messor capensis* nest-mounds as germination sites in the southern Karoo, South Africa. *African Journal of Ecology*. 30:335-345.
- Dean, W. R. J. y R. Yeaton. 1993. The effects of harvester ant *Messor capensis* nest-mounds on the physical and chemical properties of soils in the southern Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments*. 25:249-260.
- Delany, M. J. 2000. Roedores. pp. 214-228. En: *El maravilloso mundo de los animales: introducción al mundo de los mamíferos*. National Geographic. Madrid, España.
- Dowler, R. y H. Genoways. 1975. Mammalian species: *Liomys irroratus*. *The American Society of Mammalogist*. 82:1-6.

- Fields, M.; D. Coffin; J. 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.
- FitzPatrick, E. A. 1984. *Suelos: su formación, clasificación y distribución*. C.E.C.S.A. México, D. F. 430 p.
- Flores, J. L. 1985. *Evaluación de tierras en el área de estudio del CREZAS-CP*. Tesis profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. México. 407 p.
- Flores, J. y E. Jurado. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. *Journal of Arid Environments*. 14:911-916.
- Flores, J. L. y R. Yeaton. 2000. La importancia de la competencia en la organización de las comunidades vegetales en el Altiplano Mexicano. *Interciencia*. 25:365-371.
- 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.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. 4ª Edición. Offset Larios. México. D. F. 218 p.
- Garrison, T. y T. Best. 1990. Mammalian species: *Dipodomys ordii*. *The American Society of Mammalogist*. 353:1-10.
- Giannoni, S. M.; M. Dacar; P. Taraborelli; C. Borghi. 2001. Seed hoarding by rodents of the Monte Desert, Argentina. *Austral Ecology*. 26:1-5.
- Glendening, G. E. 1952. Some quantitative data on the increase of mesquite and cactus on a desert grass-land range in southern Arizona. *Ecology*. 33:319-328.
- González-Espinosa, M. y P. Quintana-Ascencio. 1986. Seed predation and dispersal in a dominant desert plant: *Opuntia*, ants, birds, and mammals. *Frugivores and seed dispersal*. pp. 273-284. Edited by A. Estrada and T. H. Fleming. Junk. Dordrecht. The Netherlands.
- Gutiérrez, J. 2001. Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas de la IV región. *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Coquimbo*. pp. 253-260 (F. A. Squeo, G. Arancio y R. R. Gutiérrez, Eds.) Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

- INEGI, 1993. *Anuario estadístico del Estado de Zacatecas*. Aguascalientes, Ags. México. 361 p.
- INEGI, 1994. *Resultados definitivos VII censo ejidal*. Aguascalientes, Ags. México. 83 p.
- INEGI, 2002. *Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí*. Aguascalientes, Ags. México. 112 p.
- IPNI. (2004). *The International Plant Names Index*. IPNI is the product of a collaboration between The Royal Botanic Gardens, Kew, The Harvard University Herbaria, and the Australian National Herbarium. Tomado de <http://www.ipni.org/index.html> (última visita 28 de abril de 2005)
- Jacob, A. y H. v. Uexküll. 1964. *Fertilización: Nutrición y abonado de los cultivos tropicales y subtropicales*. Verlagsgesellschaft für Ackerbau mbH. Hannover, Holanda. 626 p.
- Janzen, D. H. 1981a. Guanacaste tree seed-swallowing by Costa Rican range horses. *Ecology*. 62:587-591
- Janzen, D. H. 1981b. *Enterolobium cyclocarpum* seed passage rate and survival in horses, Costa Rican Pleistocene seed dispersal agents. *Ecology*. 62:592-601
- Janzen, D. H. 1986. Chihuahuan Desert nopaleras: defaunated big mammal vegetation. *Annual Review and Ecological Systematics*. 17:595-636.
- Kneuper, C. L.; C. B. Scott; W. E. Pinchak. 2003. Consumption and dispersion of mesquite seeds by ruminants. *Journal of Range Management*. 56:255-259.
- Le Roux, I. G. 1996. Patterns and rate of woody vegetation cluster development in a semi-arid savanna, Natal South Africa. Master of Science Thesis. University of Natal. South Africa. 104 p.
- López, Q. 1983. Estudio de cinco explotaciones caprinas en agostaderos del altiplano potosino. Tesis profesional. UACH. Chapingo, México. 130 p.
- Luévano, J. 1985. *Roedores asociados a tres sistemas de producción de maíz de temporal en el altiplano potosino, México*. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Aguascalientes, Ags. México. 81 p.
- McCarty, R. 1975. Mammalian species: *Onychomys torridus*. *The American Society of Mammalogist*. 59:1-5.

- Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. VEDRA. Barcelona, España. 200 p.
- Margalef, R. 1981. *Ecología*. Planeta. España. 252 p.
- Martinsen, G. D.; J. H. Cushman; T. Whitham. 1990. Impact of pocket gopher disturbance on plant species diversity in a shortgrass prairie community. *Oecologia*. 83:132-138.
- Mellink, E. 1984. *Mamíferos del altiplano potosino: claves provisionales para la identificación de mamíferos vivos y cráneos*. Documento de Trabajo CREZAS-CP No. 9. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. México. 49 p.
- Mellink, E. 1995. Use of sonoran rangelands: Lessons from the pleistocene. pp. 50-60. In: Late quaternary environments and deep history: A tribute to Paul S. Martin. Edited by Steadman, D. W. and J. I. Mead. The mammoth site of Hot Springs, South Dakota. Scientific Papers. South Dakota. USA.
- 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 Zoológica Mexicana*. 64: 35-44.
- Mellink, E.; J. R. Aguirre R.; E. García M. 1986. *Utilización de la fauna silvestre en el Altiplano Potosino-Zacatecano*. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 105 p.
- Muller, C. H. 1940. Plant succession in the *Larrea-Flourensia* climax. *Ecology*. 21:206-212.
- Munsell. s/f. *The Munsell limit color cascade. Munsell Color*. Macbeth Color and Photometry Division. Baltimore, Maryland. USA.
- Noble, I. R. y R. Slatyer. 1980. The use at vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbance. *Vegetatio*. 43:5-21
- Nowak, R. 1991. *Walker's mammals of the world: Rodentia*. 5th Edition. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. USA. 1712 p.
- Pizzetti, M. 1987. *Guía de cactus*. Grijalbo. Barcelona, España. 383 p.

- Price, M. 1978. The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology*. 59:910-921.
- Price, M. V. y N. M. Waser. 1985. Microhabitat use by Heteromyid rodents: effects of artificial seed patches. *Ecology*. 66:211-219.
- Quintana-Ascencio, P. 1985. *Dispersión de las semillas de nopal (Opuntia spp.) por animales silvestres y domésticos en "El Gran Tunal", San Luis Potosí*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 140 p.
- Rangel, M. G. y E. Mellink. 1993. Historia natural de la rata magueyera (*Neotoma albigula*) en el Altiplano Mexicano. En R. A. Medellín y G. Ceballos (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. pp. 173-183. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México. D. F. Reichman, O. J. y D. Oberstein. 1977. Selection of seed distribution types by *Dipodomys merriami* and *Perognathus amplus*. *Ecology*. 58:636-643.
- Reyes, J. A.; F. González; J. García. 1996. Flora vascular de la sierra Monte Grande, municipio de Charcas, San Luis Potosí, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 58:31-42
- Reynolds, H. 1958. The ecology of the Merriam kangaroo rat (*Dipodomys merriami* Mearns) on the grazing lands of southern Arizona. *Ecological Monographs*. 28:110-127.
- Romero-Almaráz, M.; C. Sánchez-Hernández; C. García-Estrada; R. Owen. 2000. *Mamíferos pequeños: Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio*. UNAM. México. D. F. 151 p.
- Rosenzweig, M. L. y J. Winakur. 1969. Population ecology of desert rodent communities: habitats and environmental complexity. *Ecology*. 50:558-572.
- Rzedowski, J. 1961. *Vegetación del estado de San Luis Potosí*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 228 p.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México. 432 p.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. 14:3-21.
- Siegel, S. y J. Castellan. 2003. *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. 4ª edición. Ed. Trillas. México. 437 p.

- Simons, L. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72: 518-524
- Smith, R. L y T. M. Smith. 2001. *Ecología*. 4ª edición. Adison Wesley. Madrid. España. 641 p.
- SMN, 1990. Estación Peñón Blanco (A. Tepocata). *Unidad de Servicio Meteorológico Nacional*. Estado de San Luis Potosí. www.smn.cna.gob.mx/productos/normales/estacion/catalogosslp.html (última visita 2 de Julio de 2004).
- Spencer, D. A. y A. Spencer L. 1941. Food habits of the white-throated wood rat in Arizona. *Journal of Mammalogy*. 22:280-284.
- Swihart, R. y P. Picone. 1991. Effects of woodchuck activity on woody plants near burrows. *Journal of Mammalogy*. 72: 607-611.
- Tamhane, R. V.; D. Motiramani; Y. Bali; R. Donahue. 1978. *Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales*. Diana. México. D. F. 483 p.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación: De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Omega. Barcelona, España. 703 p.
- Traveset, A. 1998. Effect of passage through vertebrate frugivores guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution y Systematics*. 1:151-190.
- Valone, T. J. y J. H: Brown. 1995. Effects of competition, colonization, and extinction on rodent species diversity. *Science*. 267:880-882.
- Veal, R. y W. Caire. 1979. Mammalian species: *Peromyscus eremicus*. *The American Society of Mammalogist*. 118:1-6.
- Villa, B. y F. Cervantes. 2003. Los mamíferos de México. Grupo Editorial Iberoamericano. México. D. F. 140 p.
- Wagner, D.; J. B. Jones; D. M. Gordon. 2004 Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil Biology & Biochemistry*. 36:797–804.
- Wauer, R. y D. Riskind. 1974. *Transactions of the symposium on the biological resources of the Chihuahuan Desert region United States and Mexico*. Sul Ross State University. Alpine, Texas. USA. 658 p.

- Watt, A. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology*. 35:1-22.
- Whitford, W. G. 1988. Effects of harvester ant (*Pogonomyrmex rugosus*) nest on soils and a spring annual *Erodium texanum*. *Southwestern Naturalist*. 33:482-485.
- Whittaker, R. H. 1975. Communities and ecosystems. 2nd Edition. Macmillan. USA. 387 p.
- Whittaker, R. H.; L. E. Gilbert; J. H. Connell. 1979. Analysis of two-phase pattern in a mesquite grassland Texas. *Journal of Ecology*. 67:935-952.
- Yeaton, R. I. 1978. A cyclical relationship between *Larrea tridentata* and *Opuntia leptocaulis* in the northern Chihuahuan Desert. *Journal of Ecology*. 66:651-656.
- Yeaton, R. I. y K. Esler, J. 1990. The dynamics of a succulent karoo vegetation. *Vegetatio*. 88:103-113.
- Yeaton, R. I. y A. Romero-Manzanares. 1986. Organization of vegetation mosaics in the *Acacia schaffneri*-*Opuntia streptacantha* association, southern Chihuahua Desert, Mexico. *Journal of Ecology*. 74:211-217.
- Zeng, Z. y J. H. Brown. 1987. Population ecology of a desert rodent: *Dipodomys merriami* in the Chihuahuan Desert. *Ecology*. 68:1348-1340.

ANEXO I

Lista de especies vegetales recolectadas en el sitio de estudio, ejido la Purísima de Abajo, Pinos, Zacatecas.

Herbáceas

Número	Familia	Especie
1	Asclepiadaceae	<i>Asclepias linaria</i> Cav.
2	Asteraceae	<i>Dyssodia setifolia</i> B. L. Rob.
3	Asteraceae	<i>Gaillardia comosa</i> A. Gray
4	Asteraceae	<i>Piqueria trinervia</i> Cav.
5	Asteraceae	<i>Zaluzania triloba</i> Pers.
6	Asteraceae	<i>Zinnia acerosa</i> A. Gray
7	Cactaceae	<i>Coryphantha compacta</i> Britton y Rose
8	Cactaceae	<i>Coryphantha echinoidea</i> Britton y Rose
9	Cactaceae	<i>Coryphantha radians</i> Britton y Rose
10	Cactaceae	<i>Echinocactus horizonthalonius</i> Lem.
11	Cactaceae	<i>Echinocereus pectinatus</i> Engelm.
12	Cactaceae	<i>Echinocereus stramineus</i> (Engelm.) F. Seitz
13	Cactaceae	<i>Ferocactus latispinus</i> (Haw.) Britton y Rose
14	Cactaceae	<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.
15	Cactaceae	<i>Opuntia microdasys</i> (Lehm.) Pfeiff.
16	Cactaceae	<i>Opuntia rastrera</i> F. A. C. Weber
17	Cactaceae	<i>Opuntia tunicata</i> Hort. Berol. ex Pfeiff.
18	Cactaceae	<i>Stenocactus obvallatus</i> A. Berger
19	Cactaceae	<i>Thelocactus hexaedrophorus</i> (Lem.) Britton y Rose
20	Convolvulaceae	<i>Dichondra argentea</i> Willd.
21	Ephedraceae	<i>Ephedra compacta</i> Rose
22	Euphorbiaceae	<i>Acalypha monostachya</i> Cav.
23	Euphorbiaceae	<i>Jatropha dioica</i> Cerv. y König
24	Hydrophyllaceae	<i>Nama palmeri</i> A. Gray ex Hemsl.

25	Liliaceae	<i>Asphodelus fistulosus</i>
26	Malvaceae	<i>Sida abutilifolia</i> Mill.
27	Poaceae	<i>Bouteloua gracilis</i> Steud.
28	Poaceae	<i>Dasyochloa pulchella</i> Willd.
29	Poaceae	<i>Lycurus phleoides</i> H. B. y K.
30	Poaceae	<i>Sporobolus airoides</i> Torr.
31	Poaceae	<i>Stipa eminens</i> Cav.
32	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.
33	Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> Schlecht.
34	Solanaceae	<i>Physalis</i> sp.
35	Verbenaceae	<i>Verbena</i> sp.

Arbustivas

Número	Familia	Especie
36	Agavaceae	<i>Agave salmiana</i> Otto
37	Anacardiaceae	<i>Rhus microphylla</i> Engl.
38	Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.
39	Asteraceae	<i>Brickellia veronicifolia</i> B. L. Rob.
40	Asteraceae	<i>Flourensia cernua</i> D. C.
41	Asteraceae	<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.
42	Asteraceae	<i>Haplopappus venetus</i> S. F. Blake
43	Berberidaceae	<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.
44	Cactaceae	<i>Opuntia cantabrigiensis</i> Lynch
45	Cactaceae	<i>Opuntia imbricata</i> D. C.
46	Cactaceae	<i>Opuntia leucotricha</i> D. C.
47	Cactaceae	<i>Opuntia robusta</i> H. L. Wendl.
48	Labiatae	<i>Salvia ballotaeflora</i> Benth.
49	Loganiaceae	<i>Buddleia scordioides</i> C. H. Wright
50	Mimosaceae	<i>Calliandra eriophylla</i> Benth.
51	Mimosaceae	<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.

52	Mimosaceae	<i>Mimosa zygophylla</i> Benth.
53	Rhamnaceae	<i>Condalia ericoides</i> (A. Gray) M. C. Johnst.
54	Zygophyllaceae	<i>Larrea tridentata</i> Coult.

Arbóreas

Número	Familia	Especie
55	Agavaceae	<i>Yucca filifera</i> Chabaud
56	Cactaceae	<i>Opuntia streptacantha</i> Lemaire
57	Mimosaceae	<i>Acacia constricta</i> Benth.
58	Mimosaceae	<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F. J. Herm.
59	Mimosaceae	<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnst.

La nomenclatura de especies se cotejó en el Herbario "Isidro Palacios" (SLPM) del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. El sistema de clasificación taxonómica que se sigue es el de Engler y Diels (1926).

La autoridad de de cada una de las especies vegetales se registró con base en el International Plant Name Index (IPNI, 2004).