



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN
POBLACIONAL DE *Chaetodipus rudinoris*
CON RELACIÓN A *Chaetodipus arenarius* EN
EL MATORRAL SARCOCAULE DE BAJA
CALIFORNIA SUR, MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A :

JIMENA DESCHAMPS LOMELI



DIRECTORA DE TESIS:
DRA. PATRICIA CORTÈS CALVA

2007



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

**Dedicado, para mi papá, mi mamá
y mi hermano con gran cariño**

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y la Facultad de Ciencias por abrirme las puertas hacia el conocimiento y el maravilloso mundo de la biología, en todas sus formas y colores.

A mis profesores por el conocimiento impartido y el tiempo dedicado a mi desarrollo profesional. Gracias, a mi Dra. de tesis Patricia Cortés Calva, por haberme apoyado en este reto y por fortalecer en mi, el crecimiento como profesionista, pero sobre todo como persona.

Al CIBNOR, por permitirme realizar este trabajo en su sede la paz y a todos las personas que conocí y me apoyaron mientras estuve allá.

Al Dr. Sergio Ticul, gracias, por la hospitalidad y los consejos brindados.

A los que colaboraron en el muestreo de los roedores, para el desarrollo de este trabajo, evitándome horas agotadoras en el sol.

A Mayra, por tu apoyo y conocimiento en el campo, así como, a Chayito, Ana y Evelyn, por los consejos y los alegres momentos que pasamos juntas.

A mis amigos Itzela, Crispix y Bety, por haberme acompañado durante este camino y de quienes he recibido su apoyo y gran amistad.

Especialmente, gracias, a mi familia. A ti papa, por tu amor y confianza incondicional. A ti mama, por ser ese motorcito que me hace seguir creciendo. A ti hermano por todos los consejos y a mi abuela lucha por ser un ejemplo a seguir.

Hoja de Datos del Jurado

<p>1. Datos del alumno Deschamps Lomeli Jimena 55 63 94 89 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Biología 401052217</p>
<p>2. Datos del tutor Dra Patricia Cortés Calva</p>
<p>3. Datos del sinodal 1 Dr Víctor Sánchez-Cordero Dávila</p>
<p>4. Datos del sinodal 2 Dr Rodolfo García Collazo</p>
<p>5. Datos del sinodal 3 M en C Livia Socorro León Paniagua</p>
<p>6. Datos del sinodal 4 Biol Héctor Carlos Olguín Monroy</p>
<p>7. Datos del trabajo escrito Análisis de la variación poblacional de <i>Chaetodipus rudinoris</i> con relación a <i>Chaetodipus arenarius</i> en el matorral sarcocaula de Baja California, Sur, México. 56 p 2007</p>

ÍNDICE

Resumen	1
1. Introducción	2
2. Antecedentes	4
2.1 Descripción de las especies	7
2.1.1 <i>Chaetodipus rudinoris</i>	7
2.1.2 <i>Chaetodipus arenarius</i>	8
3. Objetivos	9
3.1 Objetivo general	9
3.2 Objetivos particulares	9
4. Hipótesis	10
5. Área de estudio	10
5.1 Localización	10
5.2 Fisiografía	11
5.3 Suelo	11
5.4 Clima	12
5.5 Vegetación	12
5.6 Fauna	13
6. Material y métodos	13
6.1 Estructura de la vegetación	13
6.2 Datos de precipitación pluvial	14
6.3 Muestreo de roedores	15
6.4 Densidad poblacional	15
6.5 Traslape de hábitat	16
6.6 Análisis estadísticos	16
7. Resultados	16
7.1 Estructura de la vegetación	16
7.1.1 Hábitat preservado <i>El Comitán</i>	16
7.1.2 Hábitat alterado por pastoreo <i>Brisamar</i>	17
7.2 Características de la precipitación pluvial	18
7.3 Densidad poblacional	21
7.3.1 Hábitat preservado <i>El Comitán</i>	21
7.3.2 Hábitat alterado por pastoreo <i>Brisamar</i>	24
7.3.3 Densidad poblacional en ambos hábitat	27
7.3.4 Correlación precipitación y densidad poblacional	29
7.4 Traslape de hábitat	29
7.4.1 Hábitat preservado <i>El Comitán</i>	29
7.4.2 Hábitat alterado por pastoreo <i>Brisamar</i>	30
8. Discusión	31
9. Conclusiones	38
10. Literatura citada	39
Anexo I	
Glosario de Términos	

RESUMEN

La gran variación en la abundancia poblacional de los roedores de zonas desérticas es un fenómeno que ha sido objeto de numerosos estudios durante las últimas décadas. En ellos se ha tratado de conocer las causas y los efectos que lo producen. En los hábitat desérticos del matorral sarcocaula de la Paz, Baja California Sur se encuentran los roedores *Chaetodipus ruidinoris* y *C. arenarius*, especies que son muy similares ecológicamente y que coexisten en un ambiente de cambios drásticos de precipitación pluvial y hábitat con distinto grado de perturbación.

El propósito de este estudio fue conocer cómo es la variación de la densidad poblacional de *C. ruidinoris* con relación a *C. arenarius* durante un periodo aproximado de diez años, en respuesta a la estructura vegetal de un matorral preservado y otro con actividad de pastoreo, así como en respuesta a los cambios de precipitación pluvial. Además de considerar el grado de interacción de ambos roedores por los hábitat del matorral sarcocaula, durante las estaciones de secas y de lluvias.

Durante el periodo de estudio, encontramos que el pastoreo causa un fuerte impacto en la estructura de la vegetación, al promover la abundancia de plantas suculentas y anuales, reduciendo la cobertura vegetal y la formación de áreas abiertas. Mientras que la precipitación pluvial tuvo una fuerte variación, debido principalmente a la incidencia de huracanes. Con estos cambios observados en el ambiente, en ambos roedores se mostró que sus incrementos máximos de densidad durante agosto-octubre coinciden con las lluvias de verano en la región. La densidad de los roedores no se correlaciona positivamente con la precipitación pluvial. Sin embargo ambos roedores mostraron un patrón distinto en su densidad poblacional.

En el hábitat preservado la variación de la densidad en *C. ruidinoris* fue más estable en comparación con *C. arenarius*. En condiciones estables de precipitación pluvial, la densidad poblacional de *C. arenarius* incrementa exponencialmente, pero en condiciones de sequía, decrece drásticamente, a diferencia de *C. ruidinoris*. En el hábitat con pastoreo, *C. arenarius* fue el roedor de mayor densidad y menor variación, el impacto del pastoreo tiene una influencia positiva en la densidad poblacional de ambos roedores, lo que se atribuye al aporte adicional que proporcionan las plantas anuales y suculentas en esta localidad.

La interacción observada entre los roedores por el uso de los hábitats de estudio, es mayor en los meses de temporada de lluvia, como respuesta del aumento poblacional de las especies de *Chaetodipus*.

1. INTRODUCCIÓN

La variación en la abundancia de las poblaciones de fauna silvestre es resultado de las interacciones entre factores abióticos y bióticos, en la que no solamente participan las condiciones ambientales, sino también las interacciones competitivas y los atributos biológicos de cada especie (May, 1976; Kot y Schaffer, 1984; Schaffer, 1985). Por lo que, conocer la variación individual de las especies y su respuesta ante los cambios del ambiente, resulta fundamental para explicar muchas de las relaciones ecológicas entre los animales y su entorno (Kot y Shaffer; 1984).

En las regiones áridas y semiáridas de Norteamérica los roedores representan un grupo diverso y abundante. La familia *Heteromyidae* es la más representativa de éste ambiente, con adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento que les ha permitido colonizar y coexistir en condiciones de baja disponibilidad de agua, temperatura extrema y heterogeneidad vegetal que caracterizan a los ecosistemas desérticos, logrando mantener abundancia y diversidad en sus poblaciones (Brown y Harney, 1993; Randall, 1993).

Comúnmente estos roedores han sido utilizados como modelo de numerosos estudios en el ámbito poblacional y de comunidades, lo que ha permitido efectuar una aproximación de su comportamiento en los distintos desiertos de Norteamérica (Chew y Butterworth, 1964; Rosenzweig y Winakur, 1969; Brown, 1973; Hafner, 1977; Price, 1978; Brown y Heske, 1990; Heske *et al.*, 1994), la mayoría de ellos coincidiendo que los cambios drásticos en sus poblaciones, dependen de las precipitaciones pluviales poco predecibles de los ecosistemas desérticos, ya que ésta actúa directamente en el crecimiento de la vegetación y la producción de semillas, situación que limita la disponibilidad de alimento para los heterómidos (Beatley, 1969; Lima *et al.*, 1999; Shenbrot y Krasnov, 2001), quienes constituyen una base importante como consumidores primarios dentro de la cadena alimenticia, debido a su alimentación granívora (Brown *et al.*, 1979).

Dentro de las regiones desérticas de Norteamérica, se encuentra el desierto Peninsular de Baja California (Hafner y Riddle, 1997), caracterizado por sus cambios drásticos de temperatura y precipitación pluvial, al destacarse la incidencia frecuente de huracanes y ciclones tropicales (Flores, 1998), lo que influye sobre el grado de desertización del ambiente y la abundancia poblacional de los roedores. Aunado a esto, se deben considerar las actividades antropogénicas, las cuales han provocado la modificación de los ecosistemas desérticos y con ello la alteración en la distribución y abundancia de roedores. (Fleischner, 1994).

En Baja California Sur la práctica del pastoreo extensivo es una actividad que se ha realizado desde hace aproximadamente 400 años (Arriaga y Cancino, 1992), la cual, por el constante ramoneo y pisoteo del suelo, ha provocado una alteración en la estructura de la vegetación, al promover la reducción de la cobertura vegetal y la creación de áreas con suelo desnudo (HilerRisLambers *et al.*, 2001; Bromley *et al.*, 1997). Lo que repercute sobre la disponibilidad de alimento y/o reducción de los refugios en los roedores desérticos, alterándose la abundancia de sus poblaciones (Tabeni y Ojeda, 2002).

Con los cambios que sufre el ambiente a mediano y largo plazo, existe entre los roedores heterómidos distintas respuestas poblacionales (Brown y Zeng, 1989; Brown y Heske, 1990), al destacarse en ellos, diferentes estrategias de forrajeo, riesgo de depredación, aprovechamiento de los recursos y relaciones de competencia (Price, 1978; Bowers y Brown 1982; Thompson, 1982; Morgan y Price, 1992). Se considera que las especies más pequeñas de heterómidos son más eficaces en la explotación de los recursos (Rosenzweig y Sterner, 1970; Morgan y Price, 1992), mientras que las que se asemejan en locomoción (bípeda o cuadrúpeda) y/o tamaño corporal es mayor la afinidad que tiene por el hábitat o microhábitat que ocupan, lo que involucra entre ellas una mayor interacción por los mismos recursos (Bowers y Brown; 1982).

Las especies de *Chaetodipus arenarius* y *C. rudinoris* muestran similitud en sus hábitos alimenticios, uso de microhábitat y tipo de locomoción lo que permite la coexistencia en los hábitat del matorral sarcocaula de Baja California Sur, sin embargo, se destaca que la especie *C. arenarius* tiene una menor talla corporal que la especie *C. rudinoris*. El propósito de este trabajo es conocer durante un periodo aproximado de 10 años la variación de la densidad poblacional de *C. rudinoris* y *C. arenarius*, en respuesta a la influencia de la estructura vegetal de una matorral sarcocaula preservado y otro, alterado por pastoreo, así como por lo cambios de la precipitación pluvial; además de considerar el grado de interacción, traslape de hábitat, que existe entre ambos roedores durante las estaciones secas y de lluvia.

Con la información generada en este análisis se espera enriquecer el conocimiento ecológico de las especies que se distribuyen en los hábitats del desierto subtropical de Baja California Sur, y contribuir para otros estudios relacionados con roedores de ambientes similares y/o el manejo de poblaciones de roedores insulares que se encuentran en alguna categoría de riesgo.

2. ANTECEDENTES

Las causas por las cuales las poblaciones silvestres fluctúa en el espacio y en el tiempo han sido un tema central de estudio de la dinámica de las poblaciones naturales, para lo cual ha sido necesario conocer como afectan los factores abióticos y bióticos en la dinámica poblacional (Lima y Jaksic, 1998).

Los roedores desérticos han sido objeto de numerosos estudios de dinámica poblacional desde las regiones áridas y semiáridas de Norteamérica hasta Sudamérica (Brown y Harney, 1993), donde se ha descrito variaciones drásticas en su la densidad poblacional, ya sea anual o de un año a otro, esto a causa de las condiciones ambientales que persisten en los ecosistemas desérticos (Chew y Butterworth, 1964; Whitford, 1976; Brown y Zeng, 1989; Lima *et al.*, 1999, 2002).

Entre los factores que se han reconocido como primordiales se encuentran las características de la estructura y composición de la vegetación del hábitat desértico (Rosenzweig y Winankur, 1969), ya que a ella obedece tanto la calidad y cantidad del alimento disponible para los heterómidos y en consecuencia la eficiencia de forrajeo y riesgo de depredación (Rosenzweig y Winankur, 1969; Price, 1984).

En algunos estudios realizados con heterómidos de locomoción cuadrúpeda como los *Perognathus* sp. se ha establecido que su abundancia poblacional se concentra en hábitat con cobertura vegetal densa (Lemen y Rosenzweig, 1978; Price, 1978), porque además de proporcionarles recursos alimenticios, como hojas, frutos, semillas e insectos, les ofrece una protección mayor contra depredadores (Price, 1978). Mientras que, para algunos roedores de locomoción bípeda como *Dipodomys* sp. y *Microdipodops* sp. se menciona que su abundancia se restringe a hábitat de espacios abiertos y escasa cobertura vegetal, ya éstas especies poseen mayor agilidad de desplazamiento, lo que le favorece el forrajeo y la evasión de depredadores (Thompson, 1982; Price y Waser, 1985).

Diversas actividades antropogénicas como es el caso del pastoreo han modificado las características estructurales de los hábitats desérticos alterando la abundancia de muchas especies de roedores (Fleischner, 1994). En algunas regiones desérticas de Norteamérica se observa que el ganado ha promovido la introducción de plantas exóticas, especialmente la de pastos y herbáceas anuales provocando el desplazamiento de especies nativas de plantas (Belsky y Gelbard, 2000).

Más aún, se muestra que el paso y ramoneo del ganado ha favorecido la creación de áreas con suelo desnudo, así como de parches de vegetación (HillerRisLambers *et al.*, 2001; Bromley *et al.*, 1997). Los estudios de Tabeni y Ojeda (2002, 2005), argumentan que los cambios en la composición y estructura de la vegetación pueden provocar un aumento en la depredación de los roedores, al reducir la cantidad de sitios seguros, o bien, un aumento en la competitividad por los recursos, al alterarse la cantidad y calidad del alimento disponible.

En el caso de los heterómidos que prefieren hábitat abiertos como la rata canguro (*Dipodomys merriami*) se refiere que es más abundante en lugares con pastoreo que en lugares dominados por arbustos perennes (Reynolds, 1950). Mientras que Bock *et al.* (1984) señalan que los roedores que prefieren hábitat con cobertura densa son menos abundantes en áreas pastoreadas.

Aunado a esto, las precipitaciones pluviales escasas y poco predecibles que caracterizan a los ecosistemas desérticos son consideradas como el principal factor abiótico que regula la variación poblacional de los roedores heterómidos (Brown y Harney, 1993). Esto se debe a que el crecimiento de la vegetación y producción de semillas, se encuentra a expensas de los cambios anuales e interanuales de la precipitación pluvial, limitando así, la disponibilidad de alimento para los roedores, (Beatley, 1969; Brown y Harney, 1993; Lima *et al.*, 1999).

En diversas investigaciones se ha comprobado la correlación positiva que existe entre la variación de la precipitación pluvial y la abundancia poblacional de los roedores heterómidos, de forma que en años con elevada precipitación pluvial se incrementa el tamaño poblacional de los roedores desérticos; como respuesta a un aumento en la disponibilidad de alimento (Beatley, 1969; Meserve *et al.*, 1995; Lima *et al.*, 1999, 2002; Shenbrot y Krasnov, 2001), de ahí que la disponibilidad de alimento sea considerado como el último factor que limita la supervivencia individual, la reproducción y la dinámica poblacional de los roedores (Lima *et al.*, 2001).

A pesar de que muchos roedores heterómidos coexisten bajo la influencia de las mismas variables ambientales, se ha registrado entre ellos una respuesta distinta en su variación poblacional (Brown y Zeng, 1989; Brown y Heske, 1990). La explicación más frecuente de éste comportamiento se ha atribuido a que las especies interactúan de forma distinta ante la calidad y cantidad de alimento disponible, a causa de sus diferencias de parentesco taxonómico, tamaño corporal e historias de vida (Brown y Heske, 1990; Heske *et al.*, 1997).

De acuerdo a las diferencias morfológicas de los roedores heterómidos Rosenzweig y Sterner (1970) postulan que las especies de menor tamaño tienen ventajas en el aprovechamiento de los recursos comparativamente con las especies de mayor tamaño, ya que obtienen de una proporción más pequeña de semillas una mayor acumulación energética. En tanto, Morgan y Price (1992) mencionan que conforme disminuye el peso y la talla corporal de las especies de heterómidos, la eficiencia de forrajeo es más eficaz, pues tienen un gasto menor de energía por semillas colectadas.

Por otro lado, se ha observado que entre heterómidos de diferente locomoción y/o tamaño corporal hay una selección diferencial del hábitat o microhábitat, de tal modo que entre ellos, se ejerce una menor fuerza de competencia (Rosenzweig; 1973 Lemen y Freeman, 1983). Mientras los que son semejantes en locomoción y/o tamaño corporal, muestran una selección similar del hábitat o microhábitat, por lo que se argumenta que existe entre ellos una mayor competencia, al incrementarse su interacción por el uso de los mismos recursos (Lemen y Freeman, 1983; Bowers y Brown, 1982).

La interacción entre las especies por el uso los mismos recursos cambia de manera estacional (Smith *et al.*, 1978), e inter anual (Dunham, 1980). En la mayoría de los casos se ha demostrado que el uso común de los recursos ya sea hábitat o alimento, es menor durante la estación seca (Schoener, 1982). Al disminuir la cantidad del alimento, las especies a su vez reducen el alimento que consumen en común, o bien, muestran una segregación o migración del hábitat que comparten (Schoener, 1982).

Con relación a los estudios realizados en México, existen algunas investigaciones efectuadas en la península de Baja California Sur, en los que se encuentra el estudio a largo plazo de una comunidad de roedores heterómidos, donde se muestra el seguimiento de los cambios poblacionales de los roedores, así como, su respuesta al efecto climatológico de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), indicando que las especies de heterómidos son especies oportunistas, las cuales pueden crecer de forma exponencial, pero en condiciones de sequía regulan el crecimiento poblacional y la capacidad reproductora (Cortés-Calva, 2004).

Otros estudios abordan la biología reproductiva de heterómidos, en donde se describe la estación reproductiva de machos y hembras de *Chaetodipus arenarius*, el número de camadas y el periodo de gestación (Cortés-Calva, 1994; Cortes-Calva; 1997 y Cortés-Calva y Álvarez-Castañeda,

1996 y 1999), así como aspectos del ámbito hogareño de *C. arenarius* y *C. ruginoris* (Cortés-Calva, 1997 y Trujano-Álvarez, 2000), en los que se registran para ambas especies un rango de desplazamiento similar, siendo en los machos mayor el área de actividad que el de las hembras.

Con base en esta información el interés de este trabajo es conocer cómo es la variación de la densidad poblacional entre los heterómidos *C. ruginoris* y *C. arenarius* con relación a la influencia de la estructura de la vegetación en un hábitat del matorral sarcocaula preservado y otro sometido al pastoreo, así como por los cambios de la precipitación pluvial para finalizar en el traslape de hábitat de estos roedores.

2.1 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES

Las especies que se estudian, *Chaetodipus ruginoris* y *C. arenarius* son roedores que pertenecen a la familia *Heteromyidae*, conformada por seis géneros: *Liomys*, *Heteromys*, *Dipodomys*, *Microdipodops*, *Perognathus* y *Chaetodipus*, los dos primeros se distribuyen en zonas tropicales, mientras los restantes en zonas desérticas (Schmidly *et al.*, 1993)

2.1.1. *Chaetodipus ruginoris extimus* (Nelson y Goldman, 1930)

La distribución de *C. ruginoris* se restringe a las regiones áridas del oeste del río Colorado, sur de California y casi toda la Península de Baja California, así como para algunas islas del Golfo de California (Riddle *et al.*, 2000). Dentro de esta área *C. ruginoris* se diferencia en cuatro subespecies, entre ellas, *Chaetodipus r. extimus* (Fig. 1.) cuya área de distribución incluye las áreas de estudio.



Figura 1. *Chaetodipus ruginoris extimus*

Esta especie es una de las más grandes del género, presenta un tamaño total del cuerpo de 133 a 210 mm, con una longitud de la pata de 24-27 mm, un tamaño de orejas 7-10 mm y un peso de 14 a 36 gr. (Hall, 1981; Patton y Álvarez-Castañeda, 1999).

Su pelaje se distingue por una textura suave al tacto con una coloración dorsal de tonalidades amarillas, grisáceas y cafés; mientras en la región ventral una tonalidad clara (color crema), además de presentar una cola larga, la cual muestra en su parte distal un mechón de pelos de color grisáceo (Paulson, 1988).

De las características distintivas de este heterómidos están los llamados abazones, los cuales le sirven para transportar las semillas colectadas hacia el interior de sus madrigueras. Es un especie con hábitos básicamente granívoros, a pesar de que también llega a alimentarse de insectos y de las partes verdes de las plantas (Reichman, 1975).

Entre las especies vegetales que conforman su dieta se ha encontrado especialmente las semillas de cholla (*Cylindropuntia cholla*, Paulson, 1988; Vázquez, 1999) y ocotillo (*Fouquieria sp*, Paulson, 1988), así como semillas de matacora (*Jatropha cuneata*, Cortés-Calva, com. pers.) y *Pectocarya platycarpa* (Reichman, 1975), las que son almacenadas a fin de proveerse de alimento durante la temporada adversa de sequía y frío (Kenagy, 1973; MacMillen y Hinds, 1983).

El periodo de reproducción en la especie se muestra para los machos en los meses de febrero a septiembre, con la capacidad de prolongarse a lo largo del año si las condiciones son adecuadas, mientras que en las hembras la reproducción se excluye a los meses de marzo a junio (Paulson, 1988), con un número de camada de tres a cuatro crías (Cortés-Calva, 1997) y una duración de la gestación de 23 a 25 días (Paulson, 1988).

Estos roedores son nocturnos, fosoriales y de locomoción cuadrúpeda, los cuales suelen asociarse a hábitats con suelos arenosos y cobertura vegetal densa. En la porción sur de la Península comparte su hábitat con *Dipodomys merriami*, *C. spinatus* y *C. arenarius*.

2.1.2. *Chaetodipus arenarius sublucidus* (Nelson y Goldman, 1929)

Chaetodipus arenarius se distribuye a lo largo de la península de Baja California, desde Laguna Salada al noreste de Baja California hasta las proximidades de La Paz al sur de la península. Área en donde se diferencian a 11 subespecies, entre ellas *Chaetodipus a. sublucidus* (Fig. 2), la cual se distribuye dentro de las áreas de estudio (Hall, 1981).



Figura 2. *Chaetodipus arenarius subluclus*

Especie de tamaño pequeño, con un largo total del cuerpo de 151 a 166 mm, una longitud de la pata de 21-24 mm, un tamaño de las orejas 7-9 mm y un peso de 12 a 15 gr. (Hall, 1981; Patton y Álvarez-Castañeda, 1999).

En las características de su pelaje, la región dorsal es de textura áspera con una coloración de tonalidades grisáceas, ocre y amarillentas; mientras en la región ventral el pelo es más corto y de tonalidades claras (color crema). La cola es larga, de color grisáceo con un mechón de pelos en la parte distal (Lackey, 1991).

Estos roedores se alimentan preferentemente de semillas, así como de algunos insectos y partes de vegetación verde (Harris, 1984). De las especies vegetales que consume se ha registrado la presencia de semillas de matacora (*Jatropha cuneata*, Cortés-Calva, com. pers.). Son de hábitos nocturnos y de locomoción cuadrúpeda, los cuales realizan la construcción de madrigueras para su refugio y alimentación. Por medio de sus abazones llevan a cabo la recolección de semillas durante la época de disponibilidad de alimento, y posteriormente, las almacenan en el interior de sus madrigueras, con la finalidad de satisfacer sus requerimientos energéticos normales durante la temporada de sequía y de frío (Kenagy, 1973; MacMillen y Hinds, 1983).

En las características reproductivas de la especie, el patrón de reproducción en machos ocurre preferentemente durante la época de sequía, en los meses de febrero a septiembre, con capacidad de prolongarse a lo largo del año, mientras la reproducción en hembras se restringe al periodo de abril a agosto con un tamaño de camada de cuatro a seis crías (Cortés-Calva-Álvarez-Castañeda, 1996 y 1999), y un período de gestación de 23 a 27 días. (Eisenberg, 1993).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Conocer durante un periodo de aproximadamente diez años, la variación de la densidad poblacional entre los roedores *Chaetodipus rudinoris* y *Chaetodipus arenarius*, y la relación que guarda con la precipitación pluvial y la estructura de la vegetación en dos hábitat distintos del matorral sarcococaulo de La Paz, Baja California Sur.

3.2. OBJETIVOS PARTICULARES

- Conocer las características de la estructura vegetal en los dos hábitat estudiados, uno de matorral preservado, y otro, de matorral con actividad de pastoreo.
- Comparar la densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* con relación a *Chaetodipus arenarius*, en los dos hábitat mencionados.
- Conocer la precipitación pluvial de los dos hábitat estudiados y la relación que tiene con la densidad poblacional de las dos especies de *Chaetodipus*.
- Conocer como es el grado de interacción, traslape de hábitat, entre las dos especies de *Chaetodipus* durante las estaciones de seca y de lluvia.

4. HIPÓTESIS

- La variación de la densidad poblacional de las especies *C. rudinoris* y *C. arenarius* estará influida por la estructura vegetal del hábitat preservado en un sentido positivo, y en el hábitat alterado por pastoreo, en un sentido negativo.
- La variación de la densidad poblacional de las especies *C. rudinoris* y *C. arenarius* estará regulada por efecto de la precipitación pluvial con una correlación positiva.

- Entre las dos especies de *Chaetodipus* existirá un mayor traslape tanto por el hábitat preservado como el de pastoreo durante la temporada de lluvias, como respuesta del aumento poblacional de las especies.
- Entre las dos especies de *Chaetodipus* existirá un menor traslape tanto por el hábitat preservado como el de pastoreo durante la temporada de secas, como respuesta del decremento poblacional de las especies.

5. ÁREA DE ESTUDIO

5.1. LOCALIZACIÓN

El análisis comprende dos zonas del matorral sarcococaulo, al Norte de La Paz, Baja California Sur (Fig. 3). La primera zona, considerada como área preservada llamada *El Comitán*, se localiza a 17 Km. al oeste de la ciudad de La Paz ($24^{\circ} 04' N$ y $110^{\circ} 24' W$; 15msnm); éste sitio pertenece al área experimental del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR, S. C.), cuya vegetación se mantiene restaurada por más de 20 años (León de la Luz *et al.*, 1996). La segunda zona pertenece al área alterada llamada *Brisamar* ubicada a 10 Km. al noroeste de *El Comitán* ($24^{\circ} 11' N$ y $110^{\circ} 30' W$; 10 msnm) en la cual se practica el pastoreo de ganadería extensiva.

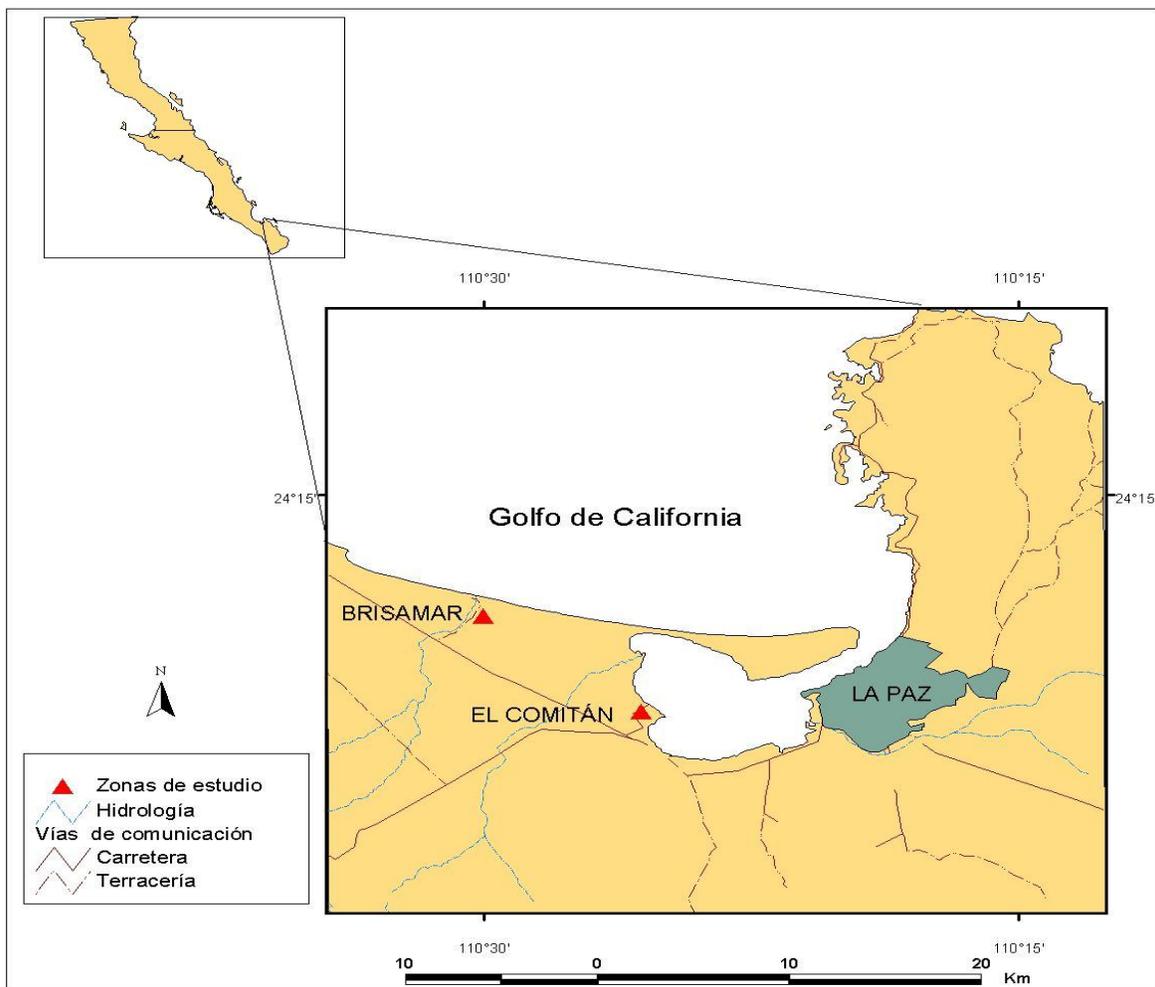


Figura 3. Localización de las zonas de estudio, área preservada *El Comitán* y área alterada por pastoreo *Brisamar*, con relación a la ciudad de La Paz, Baja California Sur.

5.2. FISIOGRAFÍA

Las dos zonas de estudio se ubican dentro de una planicie costera aluvial, originada a partir del Pleistoceno (1.8 ma) por el arrastre y acumulación de fragmentos graníticos formados por la actividad erosiva de La Sierra de la Laguna, localizada al sureste del estado (Hammond, 1954). Estas áreas pertenecen marginalmente a un amplio valle denominado La Paz-Carrizal caracterizado, entre otros aspectos, por la abundancia de arroyos superficiales y muy pocas elevaciones (INEGI, 1981a).

5.3. SUELO

La zona de *El Comitán* cuenta con un suelo de tipo Yermosol háplico calcáreo (INEGI, 1995), el cual presenta una capa superficial de color claro y una textura gruesa, suelos profundos y con bajo contenido de materia orgánica; mientras que el suelo en *Brisamar* es de tipo Regosol calcárico, formado por rocas graníticas, de textura gruesa y altamente erosionable (Maya, 1995).

5.4. CLIMA

De acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1981), el clima correspondiente a las zonas de estudio es muy árido, seco y cálido. La temperatura media anual que se registra es de 28° C, con un promedio mínimo de temperatura de 18 ° C en enero y un promedio máximo de 30° C en agosto y septiembre (León de la Luz *et al.*, 1996). Con datos de la subestación climatológica de La Paz, en un periodo de 54 años, se muestra que la precipitación pluvial promedio anual es de 187 mm, con precipitaciones extremas de 62 mm en septiembre que es el mes más lluvioso, y mínimos de 0.2 mm en mayo y abril los meses más secos **Bw (h) hw (e)**.

La temporada de lluvias en las zonas de estudio se presenta durante los meses de agosto a febrero, en la que se diferencian dos periodos, las lluvias de verano (agosto y septiembre) caracterizadas por una mayor descarga de agua y baja infiltración al suelo, debido a las altas temperaturas y el carácter monzónico de la temporada, y las lluvias de otoño-invierno (de octubre a febrero) definidas por una precipitación suave con alta infiltración en el suelo, de un valor inferior al 10% del total anual (León de la Luz *et al.*, 1996).

El periodo de sequía ocurre de marzo a julio y se caracteriza por los elevados niveles de radiación solar que favorecen la incidencia de temperaturas elevadas de hasta 44°C al resguardo (León de la Luz *et al.*, 1996).

5.5. VEGETACIÓN

La vegetación de las zonas de estudio pertenece a la comunidad denominada matorral árido tropical o sarcocaulé, que se caracteriza por especies de troncos y ramajes gruesos generalmente tortuosos, algunos con corteza papirácea, arbustos que presentan hojas micrófilas y plantas anuales que crecen únicamente en la temporada de lluvias. De acuerdo a León de la luz *et al.* (1996), en el matorral sarcocaulé se han registrado 136 especies de plantas vasculares, agrupadas de acuerdo a su forma de crecimiento en árboles, arbustos, herbáceas anuales y perennes, suculentas, trepadoras y parásitas; siendo las familias más representativas las Euforbiáceas, Cactácea y Leguminosae. Dentro de la comunidad vegetal, las especies más importantes son: el cardón (*Pachycereus pringlei*), la pitaya agría (*Stenocereus gummosus*), palo fierro (*Olneya teosota*), palo Adán (*Fouquieria diguetii*), torote (*Bursera microphylla*), mezquite (*Prosopis articulata*), gobernadora (*Larrea tridentata*), datilillo (*Agave datylio*), lomboy (*Jathropa cinerea*), matacora (*Jathropa cuneata*), ruelia (*Ruellia peninsularis*), palo negrito (*Condalia globosa*), krameria (*Krameria parvifolia*), candelilla (*Pedilanthus macrocarpus*), ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*) y cholla (*Cylindropuntia cholla*) (León de la luz *et al.*, 1996).

En ambas zonas de estudio la composición florística es la misma. No obstante, la comunidad vegetal en la zona de *Brisamar* se ha visto alterada de forma moderada por la actividad del pastoreo extensivo, afectando la diversidad y estructura de la vegetación. Presentando una distribución de parches de vegetación y mayor proporción de suelo desnudo, propicio para el crecimiento de plantas anuales durante las épocas de lluvias (Cortés-Calva, 2004). En contraste, en la zona de *El Comitán* la vegetación se caracteriza por una distribución homogénea en la que predominan especies vegetales perennes de cobertura alta. (Ortiz, 2000 y Cortés-Calva, 2004).

5.6. FAUNA

Del grupo de roedores presentes en las zonas de estudio se ubican los heterómidos *Dipodomys merriami melanurus*, *Chaetodipus arenarius sublucidus*; *C. rudinoris extimus* y *C. spinatus penninsulae*, los múridos *Neotoma lepida arenacea*, *Peromyscus eva eva* y *Peromyscus maniculatus coolidgei*, así como, el geomido *Thomomys bottae imitabilis* y el sciurido *Ammospermophilus leucurus* (Patton y Álvarez-Castañeda, 1999).

Entre la fauna considerada como depredadora de roedores, se encuentran los carnívoros de talla mediana coyote (*Canis latrans*), gato montés (*Lynx rufus*), zorra gris (*Urocyon*

cinereoargenteus) y tlalcoyote (*Taxidea taxus*, Maya, 1995); mientras que dentro de la herpetofauna están la víbora de cascabel (*Crotalus enyo*) y la iguana negra (*Ctenosaura hemilopha*), finalmente, entre la avifauna se ubican a las aves rapaces, caracaras (*Polyborus plancus*), aguilillas (*Buteo* sp.), zopilotes (*Cathartes aura*), lechuzas (*Tyto alba*) y el verdugo (*Lanius ludovicianus*, Álvarez-Cardenas *et al.*, 1998).

6. MATERIAL Y MÉTODO

6.1. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN.

Para la caracterización de la estructura vegetal se procedió a obtener en cada localidad de estudio el porcentaje de la cobertura vegetal y la jerarquización de las especies vegetales con base en su índice de valor de importancia (IVI), durante el periodo de 1995 al 2004 (excepto el año 2003). Para ello, se contó con información de valores relativos de cobertura, altura, densidad y frecuencia de cada especie perenne, a partir de la colocación de transectos al azar en un área total de 850 m² (Brower y Zar, 1984).

Con dicha información se estimó el porcentaje de la cobertura acumulada mediante la sumatoria de la cobertura promedio de cada especie, dividida entre el área de muestreo (850 m²) y multiplicándola por 100, y se obtuvo el índice de valor de importancia (IVI) (Brower y Zar, 1984), por medio de la siguiente relación:

$$IVI = N \times C_p \times A_p$$

Donde:

N= Número de individuos de la especie_i

C_p = Cobertura promedio de la especie_i

A_p = Altura promedio de la especie_i

Para inferir de forma cualitativa la presencia de semillas disponibles en cada área de estudio entre una temporada seca (marzo a julio) y de lluvia (agosto a febrero del siguiente año, León de la

Luz *et al.*, 1996), se reviso la información fonológica de los periodos de fructificación de las especies perennes más representativas de ambas localidades (de acuerdo a los valores del IVI), así como el de las plantas anuales encontradas en ambas zonas de estudio (León de la Luz *et al.*, 1996).

6.2. DATOS DE PRECIPITACIÓN PLUVIAL

Para determinar el patrón de precipitación pluvial se obtuvieron los valores mensuales de precipitación total durante el periodo de 1995-2004, de la Comisión Nacional del Agua (CNA), subestación La Paz, a los cuales se les aplico el índice de anomalías, que consiste en la siguiente relación:

$$\text{Índice de anomalías} = a_1 - \bar{a}$$

Donde:

a_1 = valor observado en el tiempo 1.

\bar{a} = valor promedio a_1 hasta a_5 .

Los valores promedio (\bar{a}) aplicados al índice de anomalías, correspondieron a valores mensuales de precipitación promedio, de un periodo de 54 años, 1921-1975 (INEGI, 1981b). Los resultados obtenidos se emplearon de forma general para cada una de las localidades de estudio.

6.3. MUESTREO DE ROEDORES

Se analizaron los datos biológicos y ecológicos de *Chaetodipus ruginoris* y *C. arenarius*, a partir de la realización de muestreos mensuales de captura-marcaje-recaptura en dos hábitat del matorral sarcocaula (preservado y alterado por pastoreo, cada uno con un área de 4900 m²), durante el periodo de enero de 1995 a diciembre del 2004; con excepción de los meses de abril a noviembre del 2003 (Cortés-Calva, 2004).

La base de datos de cada especie se conformó con información de días de captura, número de marca, número de estación de recolecta, sexo, edad, peso y medidas morfométricas: largo total (LT), largo cola (LC), largo pata (LP) y largo oreja (LO). Las condición reproductora se catálogo de la siguiente forma: hembras preñadas, lactantes, postlactantes e inactivas. Mientras que los machos se consideraron como activos e inactivos. La edad relativa que se consideró en los individuos fue de crías, juveniles, subadultos y adultos.

6.4. DENSIDAD POBLACIONAL

Con la información de la base de datos de captura y recaptura de cada localidad de estudio se estimó la abundancia mensual de las dos especies de roedores por medio del método de Mínimo Número de Individuos Vivos, MNIV (Krebs, 1999). Este método se basa en el principio de que todos los individuos tienen la misma probabilidad de captura en uno a más periodos de muestreo. Considerando en cada intervalo de tiempo (t) el número de individuos marcados (m_t) y el número de individuos no capturados en ese intervalo (Z_t), pero que fueron marcados antes y después de éste.

$$MNIV = m_t + Z_t$$

Para estimar la densidad poblacional, el MNIV se dividió por el área de muestreo de cada localidad de estudio (0.49 ha).

6.5. TRASLAPE DE HÁBITAT

Para determinar el grado de interacción temporal que existe entre las especies de *Chaetodipus ruginosus* y *Chaetodipus arenarius* en las áreas de estudio, se estimó el porcentaje de traslape de hábitat durante cada temporada seca de marzo a julio y cada temporada de lluvia de agosto a febrero de 1995 al 2004, con excepción de las temporadas de secas y de lluvias del 2003 y 2004 respectivamente. Para obtener el traslape de hábitat se calculó en las 49 estaciones de recolecta la frecuencia total de capturas de *C. ruginosus* y *C. arenarius* y, posteriormente, se aplicó a los valores obtenidos el índice de Pianka; cuyo principio sustenta un traslapamiento simétrico entre las especies (Krebs, 1999).

6.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para comparar la densidad interanual de ambos roedores de *Chaetodipus* por localidad y entre localidades, se aplicaron análisis de varianza de una y dos vías (ANOVA) respectivamente, mientras para comparar la estructura vegetal entre ambas localidades, se confrontaron los datos de cobertura vegetal a través de una prueba de t- student. Finalmente se aplicó un análisis de correlación entre la precipitación y la densidad de cada roedor.

7. RESULTADOS

7.1. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN.

7.1.1 Hábitat preservado *El Comitán*

De acuerdo al índice de valor de importancia (IVI) de las especies perennes observadas durante el periodo de 1995-2004, excepto el año 2003, (ver Anexo 1 IVI), en el hábitat considerado como preservado *El Comitán*, las especies de mayor predominancia correspondieron a las de forma de vida arbórea, como el palo Adán (*Fouquieria diguetii*), mezquite (*Prosopis articulata*), ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*), palo fierro (*Olneya tesota*), lomboy (*Jatropha cinerea*) y matacora (*Jatropha cuneata*), siguiendo en importancia las especies arbustivas como son el torote (*Bursera microphyla*), chamiso (*Lycium sp*), candelilla (*Pedilanthus macrocarpus*) y las especies suculentas, la cholla (*Cylindropuntia cholla*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*) y cardón (*Pachycereus pringlei*).

7.1.2 Hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*

En el caso del área alterada por pastoreo *Brisamar* (ver Anexo 1 IVI), las especies predominantes fueron las de forma suculenta cholla (*Cylindropuntia cholla*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*) y cardón (*Pachycereus pringlei*), así como, las especies arbustivas como el torote (*Bursera microphyla*), chamiso (*Lycium sp*), candelilla (*Pedilanthus macrocarpus*) y gobernadora (*Larrea tridentata*), ocupando la última categoría de importancia las especies arbóreas como el mezquite (*Prosopis articulata*), ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*), lomboy (*Jatropha cinerea*) y matacora (*Jatropha cuneata*), siendo la única excepción el árbol palo Adán (*Fouquieria diguetii*), que ocupó un nivel de predominancia semejante al de las plantas suculentas y arbustivas.

Los resultados de cobertura vegetal de cada una de las localidades de estudio, mostraron que para el hábitat preservado *El Comitán* hubo un mayor porcentaje de cobertura vegetal en comparación con el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*, (Cuadro 1). Al efectuar la prueba estadística t- Student no se observaron diferencias significativas en ninguno de los años de estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Porcentaje de la cobertura acumulada de la vegetación, en el hábitat preservado *El Comitán* y el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar* durante el periodo de 1995-2004, excepto el año 2003. En la columna de la derecha se presentan los resultados de la comparación entre la cobertura vegetal de ambas localidades, t = t-Student, p = probabilidad.

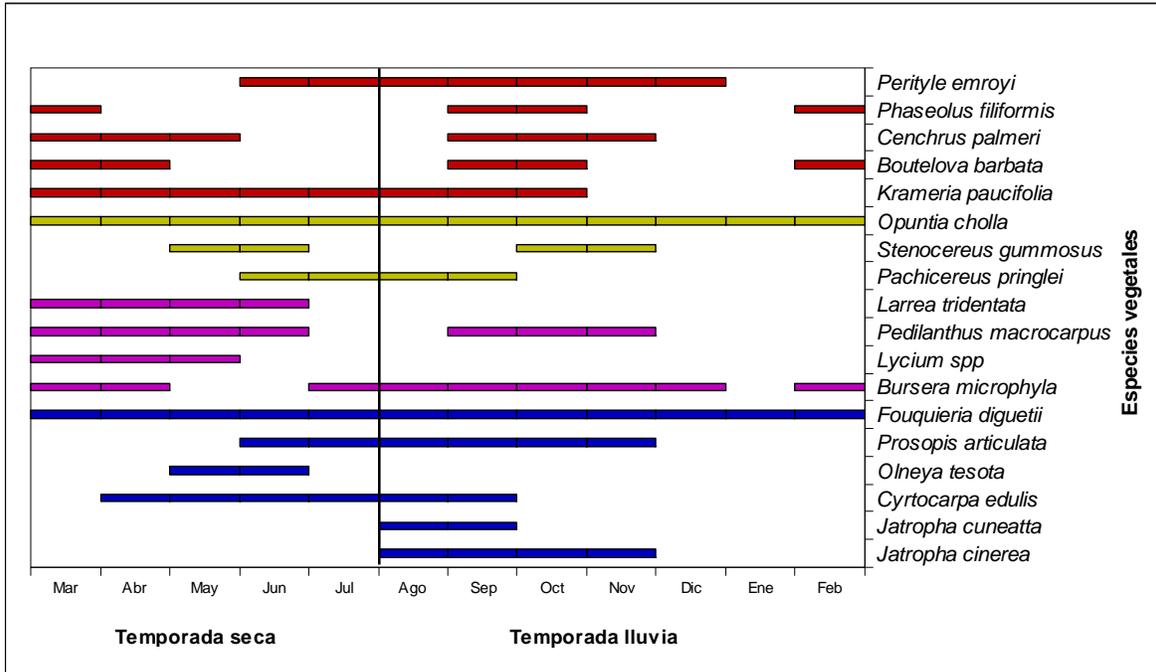
Año	El Comitán	Brisamar	t	p
	% Cobertura vegetal	% Cobertura vegetal		
1995	86	51	-0.245	0.807
1996	159	114	-0.135	0.892
1997	76	65	0.227	0.821
1998	109	49	-1.709	0.096
1999	114	100	0.172	0.864
2000	102	71	-0.381	0.705
2001	97	45	-0.881	0.385
2002	96	47	-1.139	0.264
2004	112	69	-0.795	0.430

Con los resultados fonológicos de las principales especies presentes en las zonas de estudio, se señala que en el intervalo de la temporada seca existen 16 especies de plantas que potencialmente producen semillas, de ellas 31% son herbáceas anuales, mientras que las especies arbustivas y arbóreas representaron el 25% del total de las especies en fructificación; los meses con mayor diversidad de semillas fueron abril a junio.

Para la temporada de lluvia, el número de especies con fructificación fue de 15, durante este intervalo las plantas herbáceas anuales y arbóreas conformaron el 33% respectivamente, mientras que las arbustivas solo el 13% del total. Los meses con mayor presencia y diversidad de especies en fructificación fueron septiembre a noviembre (Cuadro 2).

Cabe mencionar que dos especies, el árbol palo Adán (*Fouquieria diguetii*) y la suculenta cholla (*Cylindropuntia cholla*), se caracterizan por una fructificación prolongada a lo largo de todo el año.

Cuadro 2. Eventos de fructificación de las especies representativas de ambas localidades de estudio: arbóreas (azul), arbustivas (lila), suculentas (amarillo) y herbáceas anuales (rojo, León de la Luz *et al.*, 1996 y Dpto. de Botánica del Museo de Historia Natural de San Diego).



7.2. CARACTERÍSTICAS DE LA PRECIPITACIÓN PLUVIAL

De acuerdo a los datos mensuales de precipitación total, obtenidos de la Comisión Nacional del Agua (CNA), subestación La Paz, durante el periodo de 1995 al 2004, se pudo observar que el régimen de lluvias ocurrió principalmente durante el verano, en los meses de agosto a septiembre, y, en menor medida, en los meses de octubre a febrero, siendo los eventos de precipitación para el resto del año prácticamente nulos, con casos esporádicos en los meses de marzo a julio (Fig. 4).

Con base a los valores del índice de anomalías (Fig. 5), se muestra que la precipitación tuvo un comportamiento distinto entre los años. Durante el periodo de 1995 a 1998 la precipitación fue aproximada al promedio de una serie de 54 años de registro, con anomalías negativas que no superaron los -22 mm y únicamente anomalías positivas en agosto y septiembre, las cuales para 1996 y 1997 tuvieron valores de más de 60 mm por arriba del valor promedio. En especial la anomalía positiva de 1998, 95 mm, se debió al paso del huracán "Isis". La precipitación total en cada uno de los años fue de 138 mm en 1995, 185 mm en 1996, 220 mm en 1997 y 258 mm en 1998.

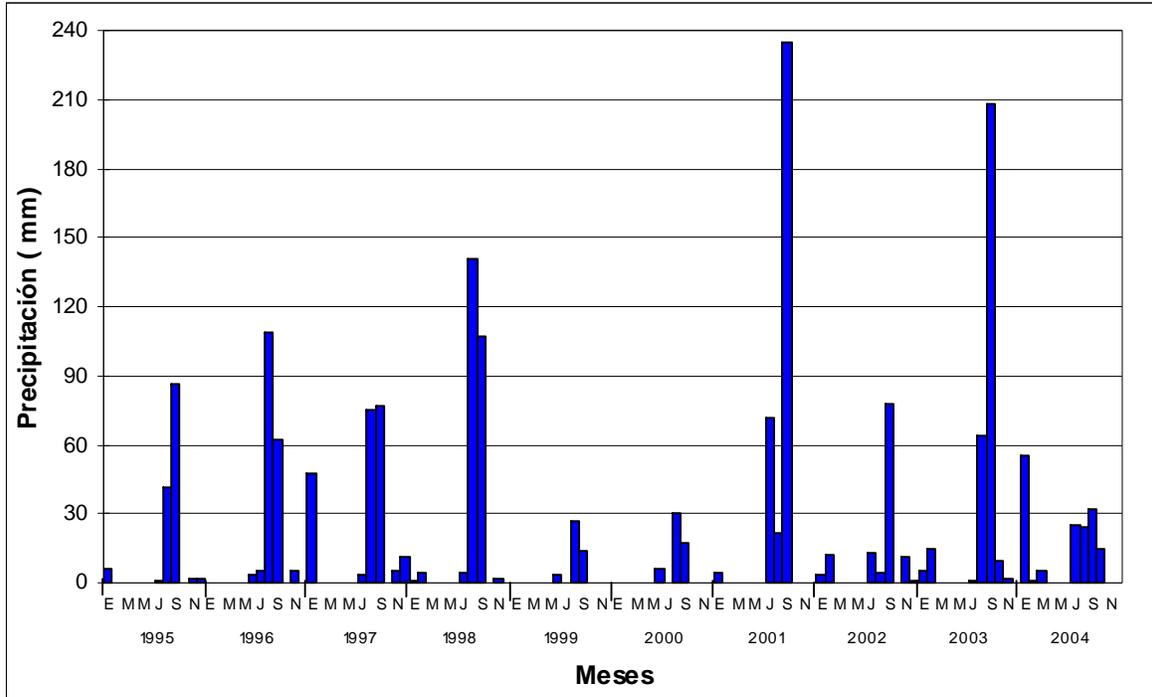


Figura 4. Valores mensuales de precipitación total durante el periodo de 1995 al 2004, obtenidos de la Comisión Nacional del Agua (CNA), subestación La Paz, Baja California Sur.

Los valores interanuales de precipitación del periodo de 1999 y 2000 tuvieron en la mayoría de los meses anomalías negativas superiores a los -22 mm, destacando el registro de agosto con un valor de -40 mm con relación al valor promedio. De esta forma la precipitación total registrada durante este periodo fue de 44 mm en 1999 y 54 mm en el 2000.

En los años subsecuentes del 2001 hasta el 2004, la precipitación tuvo un desfaseamiento al registrar de forma irregular anomalías negativas que oscilaron desde valores inferiores a los -22 mm hasta los -40 mm, así como anomalías positivas desde 45 mm hasta 170 mm. Para el año 2001 las anomalías positivas ocurrieron durante julio y septiembre, ésta última de un valor de 170 mm por arriba del promedio, la cual fue causada por el paso del huracán "Juliette", por lo que la precipitación total registrada fue de 332 mm.

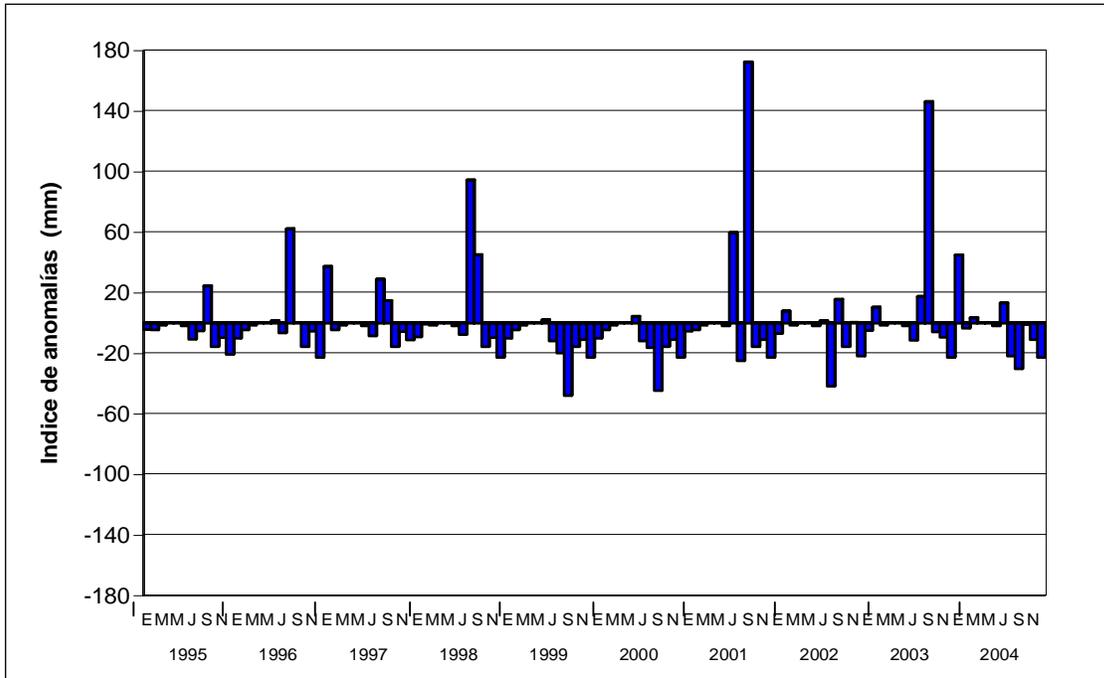


Figura 5. Valores mensuales del índice de anomalías, durante 1995-2004. Se muestra la desviación mensual de la precipitación con relación a los valores promedio de una serie de 54 años de registros (1921-1975).

La precipitación pluvial de 2003 tuvo un comportamiento similar con la presencia de anomalías positivas en los meses de febrero, agosto y septiembre, de las cuales en este último mes se registró un valor de 146 mm por arriba del promedio; en particular las dos últimas anomalías positivas se debieron a dos huracanes consecutivos, "Ignacio" (agosto) y "Marty" (septiembre), lo cual dejó para este año una precipitación total de 304 mm.

Respecto a los años 2002 y 2004 fue notoria la presencia de anomalías negativas que superaron los -22 mm, donde agosto y septiembre fueron los meses más secos, con valores de -30 y -40 mm al valor promedio. Destacaron las anomalías positivas durante enero y febrero, con valores semejantes a 45 mm por arriba del promedio, registrándose la precipitación pluvial total, 123 mm durante el 2002 y 157 mm durante el 2004.

7.3. DENSIDAD POBLACIONAL

En el hábitat preservado *El Comitán*, se obtuvieron un total de 4 428 capturas en las dos especies de *Chaetodipus*, el las que *Chaetodipus rudinoris* ocupó el 48% de las capturas y *C. arenarius* el 52 %; mientras en el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*, se obtuvieron 5 749 capturas, de las cuales *C. rudinoris* obtuvo el 42% y *C. arenarius* el 58%.

7.3.1 Hábitat preservado *El Comitán*

La densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* (Fig. 6) registro en los años una variación desde máximos de 160 roedores/ha hasta mínimos de dos roedores/ha. De 1995 a 1996 la densidad promedio de *C. rudinoris* tuvo un incremento, de 14 roedores/ha en 1995 a 30 roedores/ha en 1996, mientras en el periodo de 1997 al 2000 la densidad poblacional mantuvo un promedio constante de 35 roedores/ha, con la presencia de incrementos máximos de 60 a 70 roedores/ha en los meses de agosto a octubre.

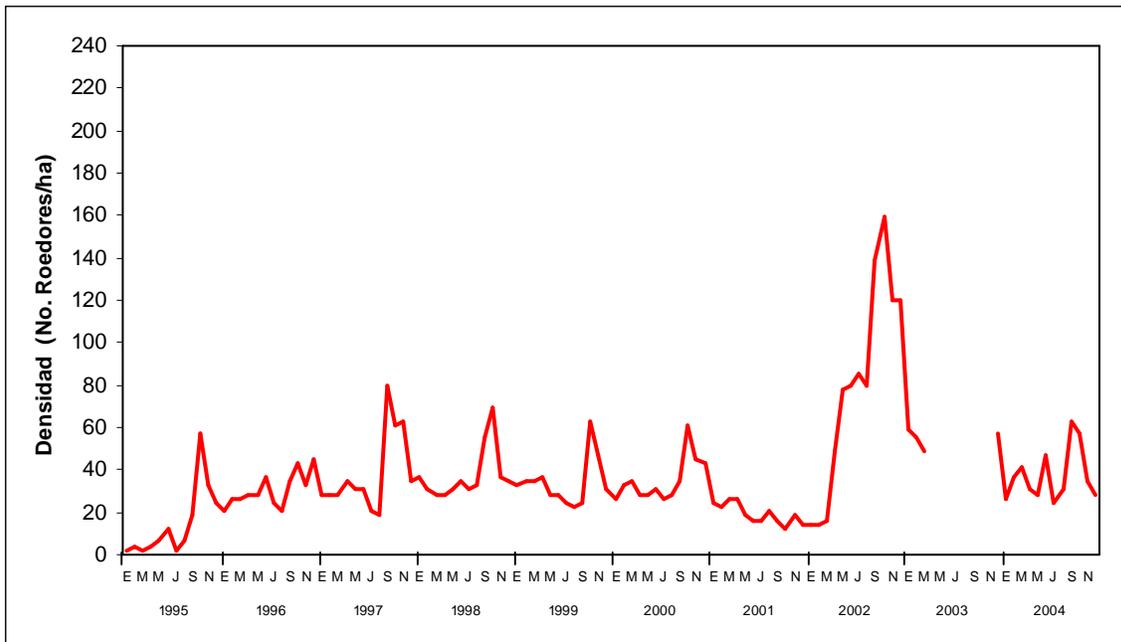


Figura 6. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* en el hábitat preservado, *El Comitán*.

Para el año 2001 la densidad promedio registro un comportamiento distinto a los años previos, con un decremento poblacional de 20 roedores/ha, mientras a partir de abril del 2002 la densidad de *C. rudinoris* incremento de forma considerable con un promedio de 80 roedores/ha, registrándose en octubre un crecimiento máximo de 160 roedores/ha.

Los resultados obtenidos en 2003, correspondieron a cuatro meses de capturas, que comprendieron el primer trimestre, de enero a marzo, una densidad promedio de 54 roedores/ha y posteriormente en diciembre una densidad de 57 roedores/ha. Por último, en 2004 se registró una densidad promedio de 20 roedores/ha, con picos máximos en septiembre y octubre de 60 roedores/ha. Al efectuar el análisis estadístico de las densidades interanuales se obtuvieron

diferencias significativas entre los años 1995-1996 ($F_{(1, 21)} = 9.28; p = 0.00$), 2000-2001 ($F_{(1, 21)} = 23.32; p = 0.00$) y 2001-2002 ($F_{(1, 21)} = 17.76; p = 0.00$).

En el caso de *Chaetodipus arenarius*, la densidad poblacional tuvo una variación anual desde 214 roedores/ha, hasta meses en los que no se capturó ningún roedor (Fig. 7). Durante el transcurso de 1995 a 1996 la densidad poblacional de *C. arenarius* incremento de 55 a 75 roedores/ha, mientras en los dos años posteriores, 1997 y 1998, fue de un promedio de 75 y 85 roedores/ha respectivamente, con la presencia de picos máximos de 100 y 130 roedores/ha en los meses de agosto a octubre; no hubo diferencias estadísticamente significativas en la densidad de ambos años ($F_{(1, 21)} = 1.60; p = 0.217$).

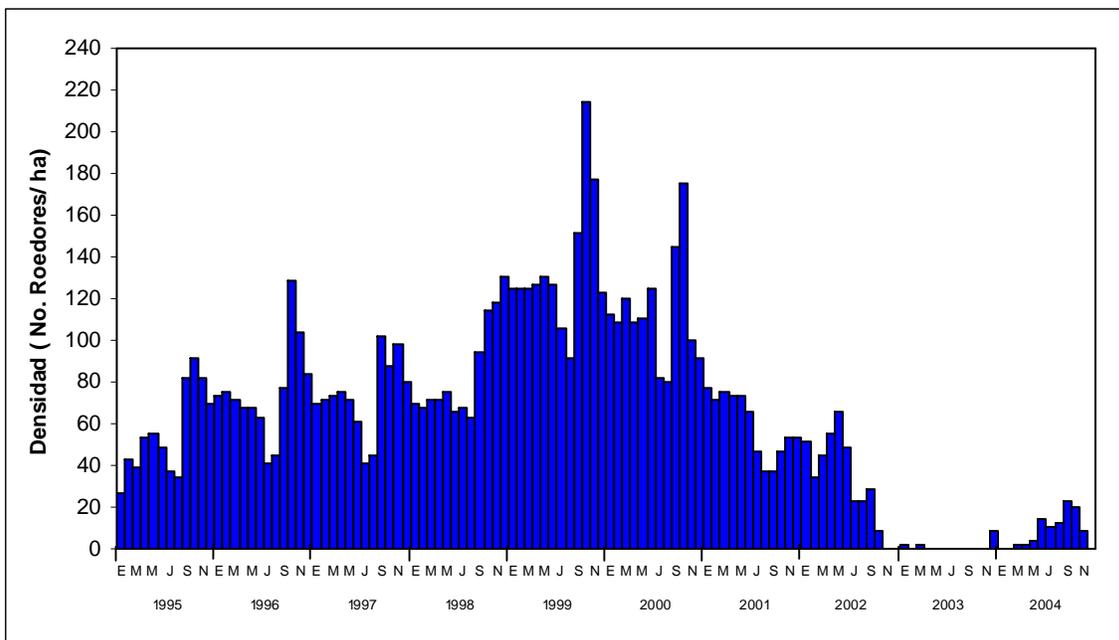


Figura 7. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus arenarius* en el hábitat preservado, *El Comitán*.

Posteriormente en 1999, se muestra que la densidad poblacional ascendió a un promedio de 135 roedores/ha, mientras en el 2000 tuvo un promedio de 113 roedores/ha, con máximos de 175 roedores/ha en octubre. No obstante a partir del 2001 y 2002, se tuvo un decremento gradual de *C. arenarius*, con 60 y 37 roedores/ha respectivamente, con picos máximos de octubre a diciembre del 2001 y de marzo a mayo del 2002. A partir de julio del 2002 cabe señalar que la densidad de *C. arenarius* descendió drásticamente a 20 roedores/ha, comportamiento que siguió en los meses de noviembre y diciembre donde no hubo registros de la especie, así como, en el primer trimestre del 2003 donde la densidad fue de 2 roedores/ha.

Para diciembre del 2003 hasta finales del 2004 la densidad poblacional fue de ocho roedores/ha, con picos máximos en septiembre y octubre de 20 y 22 roedores/ha respectivamente. Estadísticamente hubo diferencias significativas entre los años 1995-1996 ($F_{(1, 21)} = 4.61$; $p = 0.04$); 1998-1999 ($F_{(1, 21)} = 19.08$; $p = 0.00$); 2000-2001 ($F_{(1, 21)} = 36.65$; $p = 0.00$) y 2001-2002 ($F_{(1, 21)} = 12.59$; $p = 0.00$).

El comportamiento de la densidad poblacional de *C. ruginosus* con relación a *C. arenarius* en el hábitat preservado, (Fig. 8), mostró que la densidad de *Chaetodipus ruginosus* constituyó el 35% de la población, y *C. arenarius* el 65%. Ambas especies tuvieron una ciclicidad anual, al registrarse comúnmente un incremento máximo en su densidad durante los meses de agosto a octubre. A lo largo del periodo de estudio la densidad poblacional de *C. ruginosus* fue menor en comparación a *C. arenarius*, con excepción del año 2002 y 2004, donde *C. ruginosus* tuvo una diferencia de 46 roedores/ha, y 31 roedores/ha respectivamente.

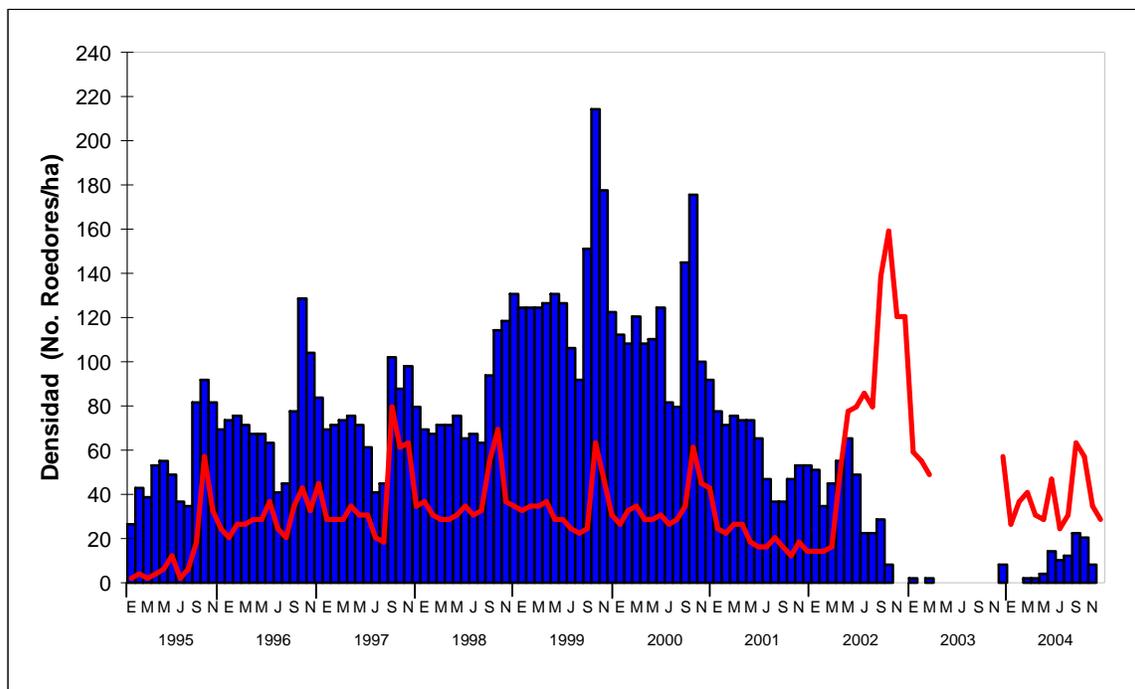


Figura 8. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus ruginosus* (Línea) y *Chaetodipus arenarius* (Barras), en el hábitat preservado, El Comitán.

Durante el transcurso de 1996 al 2000 la población de *C. ruginosus* registró un promedio constante de 35 roedores/ha, en tanto que *C. arenarius* tuvo un incremento gradual, pasando de 55 roedores/ha en 1996 hasta 135 y 113 roedores/ha durante 1999 y 2000 respectivamente, siendo para *C. arenarius* estos dos últimos años los de mayor densidad poblacional.

Posteriormente, en el año 2001 la densidad poblacional de ambas especies tuvo un decremento, de 12 roedores/ha en *C. rudinoris* y 85 roedores/ha en *C. arenarius*, mientras en el año 2002 la densidad de *C. rudinoris* se incrementó con un promedio de 76 roedores/ha, en cambio *C. arenarius* tuvo un decremento de 32 roedores/ha; durante este año en ambas especies se destacó un crecimiento temprano a partir del mes de marzo, en el cual *C. rudinoris* registró una densidad máxima de 113 roedores/ha, mientras que *C. arenarius* tuvo una mínima de cero roedores/ha

Para el 2004 la densidad de *C. rudinoris* continuó siendo mayor, mostrando 37 roedores/ha en contra de ocho roedores/ha en *C. arenarius*; estadísticamente la densidad de ambas especies tuvo diferencias significativas, en cada uno de los años de estudio ($p = <0.05$).

7.3.2 Hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*

La densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* (Fig. 9) mostró una variación anual desde dos hasta 133 roedores/ha. En los dos primeros años de estudio, 1995 y 1996, se registró una densidad promedio de 37 y 50 roedores/ha respectivamente; con picos máximos de 60 roedores/ha en los meses de junio a agosto; no existieron diferencias significativas en ambos años ($F_{(1, 21)} = 14.45$; $p = 0.09$). Mientras en el transcurso de 1996 a 1997, se observó un aumento poblacional, desde 50 hasta 78 roedores/ha respectivamente, con picos máximos de 80 roedores/ ha en diciembre de 1997.

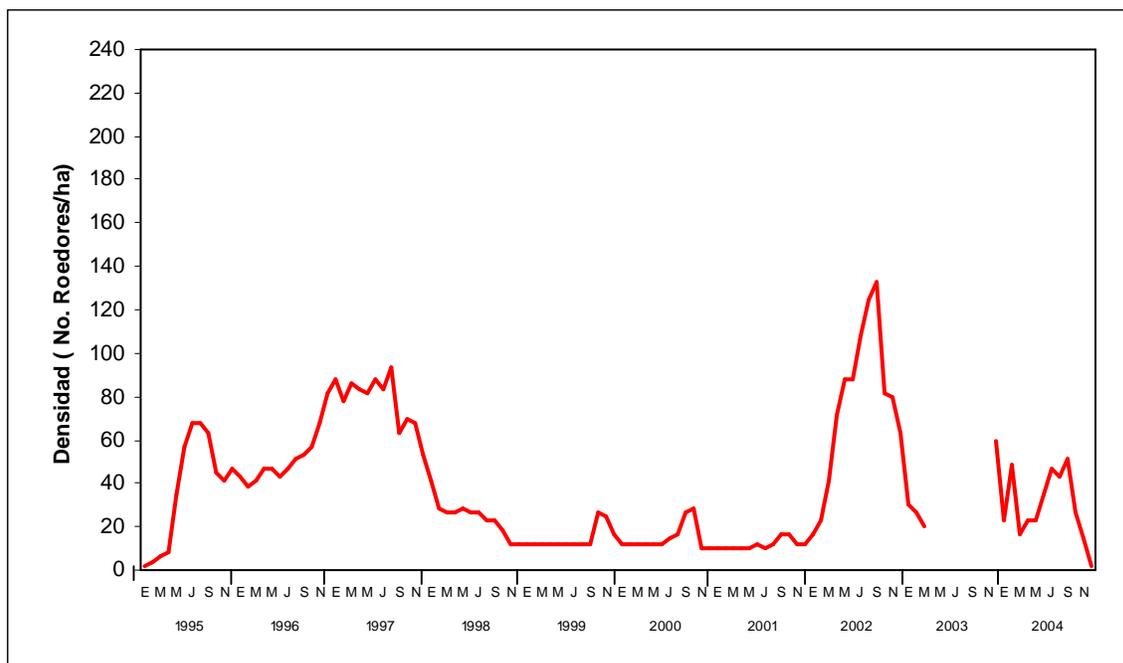


Figura 9. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* en el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*.

No obstante a partir de enero de 1998, ocurrió un decremento notable en la densidad poblacional de *C. rudinoris* de un promedio de 12 roedores/ha, comportamiento que fue similar en los tres años subsecuentes, 1999, 2000 y 2001; con una densidad promedio de 14 roedores/ha y únicamente picos máximos de 16 a 26 roedores/ha en los meses de agosto a octubre.

Consecutivamente, a partir de marzo del 2002 se incremento notablemente la densidad de *C. rudinoris* con un promedio de 76 roedores/ha, en donde se destacaron valores máximos de 123 roedores/ha en septiembre y valores mínimos de 53 roedores/ha en noviembre y diciembre. Mientras para el primer trimestre del 2003, la densidad promedio fue de 26 roedores/ha, y eventualmente para diciembre de 60 roedores/ha.

Durante 2004, la población promedio fue de 30 roedores/ha, con picos máximos de 46 a 50 roedores/ha en los meses de julio a septiembre. De acuerdo a las pruebas estadísticas los años con diferencias significativas fueron 1996-1997 ($F_{(1, 21)} = 28.26; p = 0.00$), 1997-1998 ($F_{(1, 21)} = 167.01; p = 0.00$), 1998-1999 ($F_{(1, 21)} = 12.54; p = 0.00$) y 2001-2002 ($F_{(1, 21)} = 37; p = 0.00$).

Con respecto a la densidad poblacional de *Chaetodipus arenarius* (Fig. 10) se tuvieron variaciones desde 16 hasta 176 roedores/ha. A partir de 1995 y hasta 1997 la población de *C. arenarius* mostró un incremento gradual, registrándose en 1995 un promedio de 55 roedores/ha y, posteriormente, en 1996 y 1997 un promedio de 75 y 120 roedores/ha respectivamente. En los tres años siguientes, 1998, 1999 y 2000 la densidad poblacional tuvo un promedio constante de 120 roedores/ha, presentando de agosto a septiembre picos máximos de 130 a 160 roedores/ha.

Para el año 2001, la densidad poblacional decreció a un promedio de 85 roedores/ha, observándose para septiembre un crecimiento máximo de 114 roedores/ha; en 2002 la densidad promedio fue de 96 roedores/ha, destacando en este año un crecimiento temprano desde marzo y un incremento máximo de 155 roedores/ha en abril, la densidad entre estos años, no tuvo diferencias significativas ($F_{(1, 21)} = 1.00; p = 0.32$).

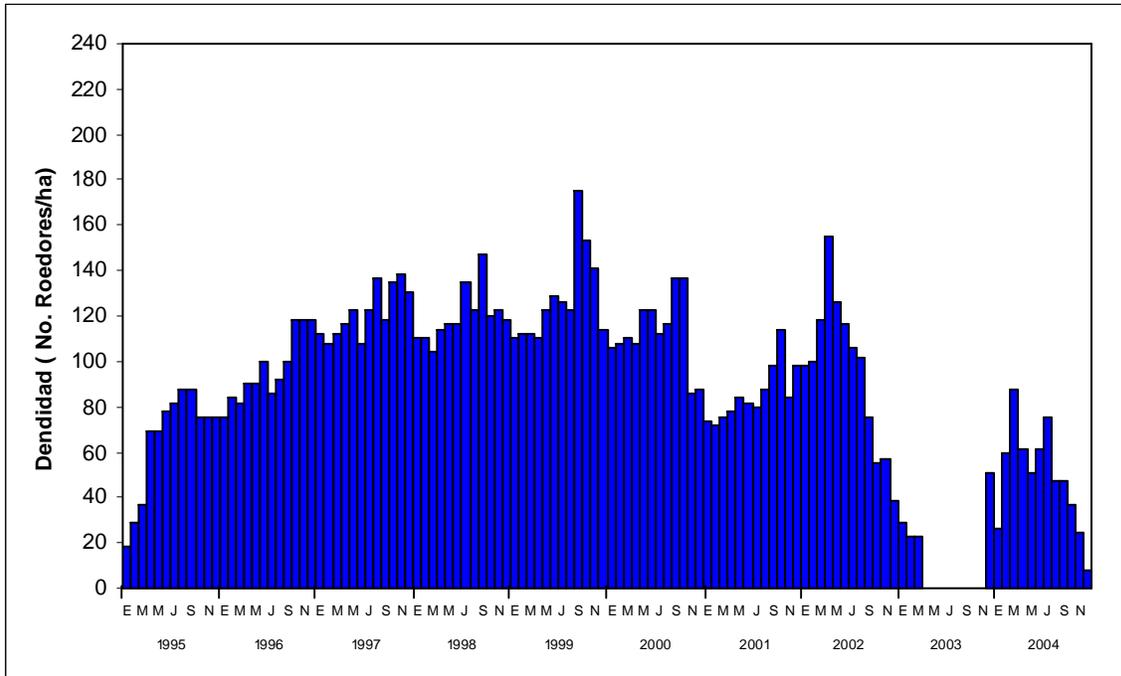


Figura 10. Variación en la densidad poblacional de *Chaetodipus arenarius* en el hábitat alterado por pastoreo, *Brisamar*.

En cuanto al 2003, la densidad registrada en el primer trimestre tuvo un promedio de 24 roedores/ha en tanto que a finales de año fue de 50 roedores/ha, misma densidad obtenida para el año 2004, con la presencia de valores máximos de febrero a abril con 70 roedores/ha y de junio a agosto con 60 roedores/ha. Estadísticamente hubieron diferencias significativas entre los años 1995-1996 ($F_{(1,21)} = 14.45$; $p = 0.00$), 1996-1997 ($F_{(1,21)} = 22.53$; $p = 0.00$) y 2000-2001 ($F_{(1,21)} = 21.96$; $p = 0.00$).

Al comparar la densidad poblacional de *C. ruginosus* con relación a *C. arenarius* se observó que en el hábitat alterado por pastoreo (Fig. 11), la población de *C. ruginosus* presentó el 28% de la densidad poblacional, mientras que la de *C. arenarius* fue del 71%. En ambas especies se observó una ciclicidad anual que consistió en incrementos máximos durante los meses de agosto a octubre, esto durante 1998 al 2001. A lo largo del periodo de estudio la densidad de *C. ruginosus* fue menor a la de *C. arenarius* con excepción del año 2002, cuando se registró un tamaño poblacional similar en ambas especies.

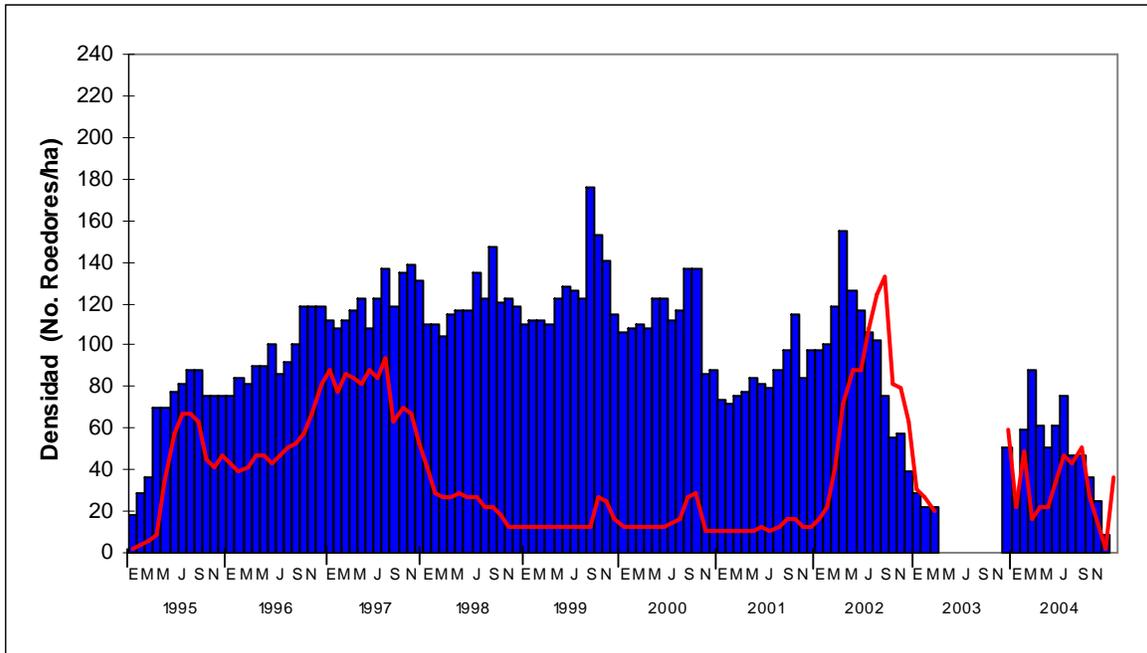


Figura 11. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* (línea) y *Chaetodipus arenarius* (barras), en el hábitat alterado por pastoreo, *Brisamar*.

Durante los años de 1996 y 1997 ambas especies mostraron un incremento poblacional, en el cual *C. rudinoris* aumentó de 50 roedores/ha a 78 roedores/ha y *C. arenarius* creció de 65 roedores/ha a 122 roedores/ha. No obstante, a partir de 1998 la población de *C. rudinoris* disminuyó a un promedio de 12 roedores/ha y de 1999 hasta 2001 tuvo un tamaño poblacional constante de 14 roedores/ha. En cuanto *C. arenarius* tuvo desde 1998 hasta el 2000 una densidad constante de 120 roedores/ha, la cual para el año 2001 decreció a un promedio de 85 roedores/ha.

Para el año 2002 la densidad poblacional de *C. rudinoris* se incrementó notablemente con 75 roedores/ha, en tanto que la población de *C. arenarius* fue de 97 roedores/ha, encontrando que para este año ambas especies tuvieron un crecimiento temprano a partir de marzo, teniendo *C. rudinoris* una máxima de 132 roedores/ha mientras que *C. arenarius* tuvo un máximo de 155 roedores/ha, no habiendo para este año, diferencias significativas en la densidad de ambas especies ($F_{(1, 21)} = 1.82, p = 0.19$). Finalmente, en el 2004, tanto *C. rudinoris* como *C. arenarius* mostraron un decremento poblacional de 30 y 50 roedores/ha respectivamente. A excepción del año 2002, las densidades poblacionales de ambas especies fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

7.3.3 Densidad poblacional en ambos hábitat

De acuerdo a la variación poblacional de *C. rudinoris* en los dos hábitat de estudio, preservado y alterado por pastoreo, la densidad promedio fue de 35 roedores/ha en ambos hábitat (Fig. 12), sin embargo, cabe señalar que la variación poblacional fue distinta en el periodo de 1996 al 2001. En el hábitat preservado *C. rudinoris* tuvo una densidad constante de 35 roedores/ha, con la presencia de incrementos máximos durante los meses de agosto a octubre, mientras que en el hábitat pastoreado su densidad tuvo aumentos desde un promedio de 50 y 78 roedores en 1996 y 1997 y posteriormente decrementos de hasta 14 roedores/ha durante el periodo de 1998 al 2001.

Por el contrario, en el año 2002, *C. rudinoris* presentó un incremento poblacional en los dos hábitat, con una densidad de 78 roedores/ha en el hábitat preservado y 76 roedores/ha en el hábitat pastoreado, no habiendo diferencias significativas en la densidad de ambas localidades ($F_{(1, 21)} = 0.03$; $p = 0.85$). En tanto que en el año 2004 hubo una respuesta negativa en ambos hábitats de estudio con una disminución de la densidad de 37 y 30 roedores/ha, no existiendo en este año diferencias significativas ($F_{(1, 21)} = 2.01$; $p = 0.16$).

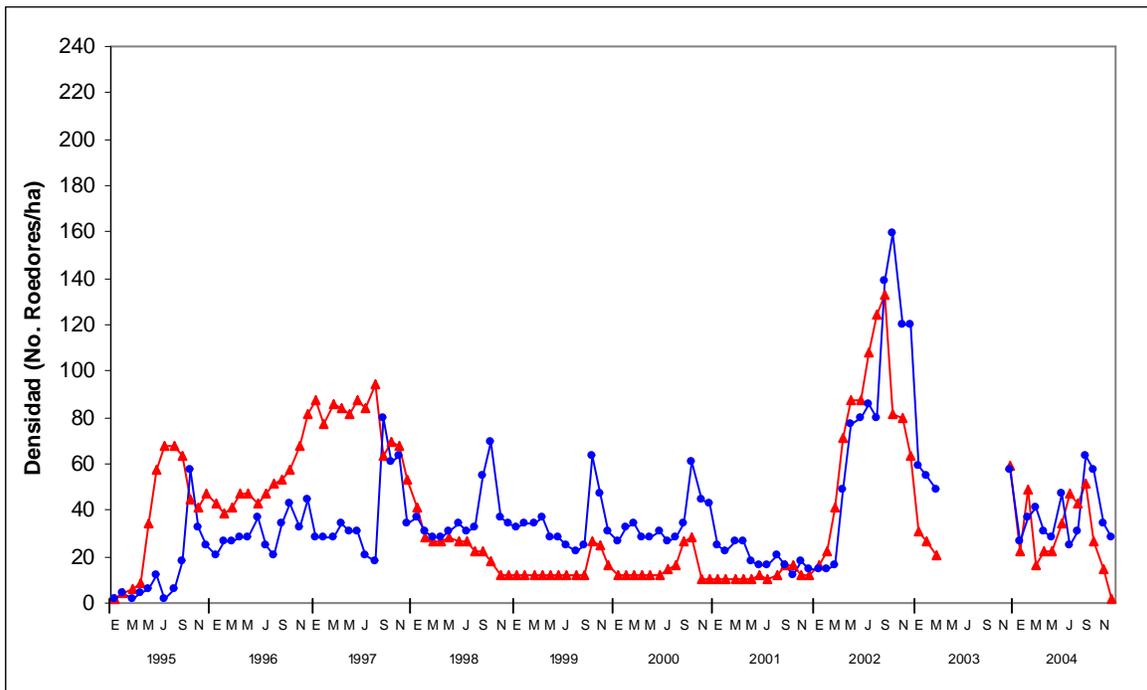


Figura 12. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus rudinoris* en el hábitat preservado, El Comitán (línea azul) y el hábitat alterado por pastoreo, Brisamar (línea roja).

En el caso de *Chaetodipus arenarius* se observó que la densidad poblacional fue mayor en el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*, presentando un promedio de 91 roedores/ha, en tanto que en el hábitat preservado *El Comitán* la población promedio fue de 66 roedores/ha (Fig. 13).

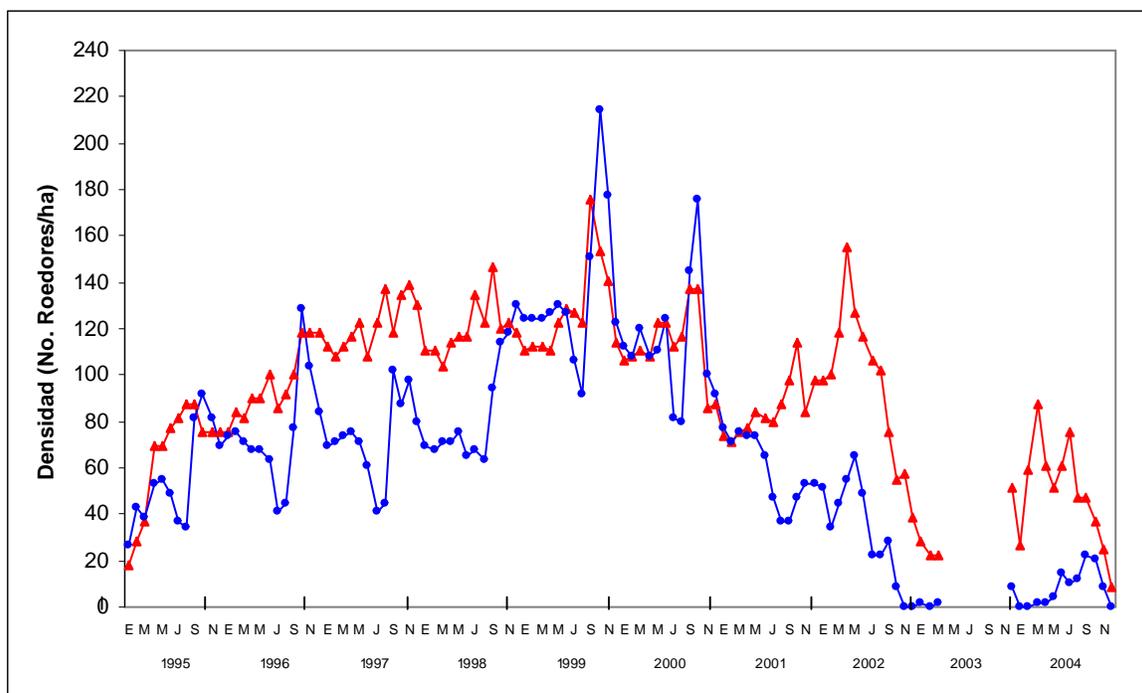


Figura 13. Variación de la densidad poblacional de *Chaetodipus arenarius* en el hábitat preservado, *El Comitán* (línea azul) y el hábitat alterado por pastoreo, *Brisamar* (línea roja).

En ambos hábitat *C. arenarius* presentó en los primeros cinco años de estudio un comportamiento similar, al mostrar a partir de 1996 un crecimiento gradual, que se estableció hasta 1999 y 2000. Observando que durante el periodo de 1996 a 1998, la densidad de *C. arenarius* tuvo en el hábitat pastoreado una densidad poblacional mayor con 113 roedores/ha y en la del hábitat preservado una densidad de 77 roedores/ha, mientras que en los años de 1999 y 2000 la densidad fue similar en ambos hábitat, con una discrepancia de siete roedores/ha en 1999 y tan sólo un roedor/ha en el 2000, no habiendo diferencias significativas en 1999 ($F_{(1, 21)} = 0.47, p = 0.49$) y el 2000 ($F_{(1, 21)} = 0.00, p = 0.97$).

La densidad registrada durante 2001, señalo que en el hábitat pastoreado hubo una densidad de 85 roedores/ha, mayor al promedio registrado en el hábitat preservado, con 60 roedores/ha. Del mismo modo que el 2002 y 2004, fue mayor la densidad en hábitat alterado por pastoreo con 96 y 50 roedores/ha a diferencias del hábitat preservado con 35 y ocho roedores/ha.

7.3.4. Correlación precipitación y densidad poblacional

En cada una de las localidades se estimó la correlación entre la densidad poblacional de *Chaetodipus ruginervis* y *Chaetodipus arenarius* y la cantidad total de precipitación pluvial con relación a cada temporada anterior de lluvias de 1996 a 2004.

En el área preservada *El Comitán* se observó que los patrones de precipitación acontecidos a lo largo del estudio no mostraron una relación directa con la densidad poblacional de *C. ruginervis* ($r = 0.1861$; $p = 0.166$) y *C. arenarius* ($r = -0.116$; $p = 0.408$).

De igual forma en el área alterada *Brisamar*, los patrones de precipitación pluvial no estuvieron estadísticamente asociados a la densidad poblacional de *C. ruginervis* ($r = 0.213$; $p = 0.111$) y *C. arenarius* ($r = 0.051$; $p = 0.705$).

7.4. TRASLAPE DE HÁBITAT

7.4.1 Hábitat preservado *El Comitán*

Los resultados obtenidos del traslapamiento de hábitat entre *Chaetodipus ruginervis* y *Chaetodipus arenarius* durante las temporadas de secas y de lluvias de 1995 al 2003 (Fig. 14), mostraron que el grado de interacción fue mayor durante la época de lluvias, al presentar desde 1995/1996 hasta el 2000/2001, un traslape de más del 50 % en comparación con la temporada seca en donde el traslape de hábitat fue menor al 50%, siendo las únicas excepciones las temporadas de 1996/1997 y 2001/2002 en la que hubo una diferencia entre cada temporada de menos del nueve por ciento. Mientras en el 2002/2003 el traslape de hábitat fue mayor durante la temporada seca con una diferencia del 30%.

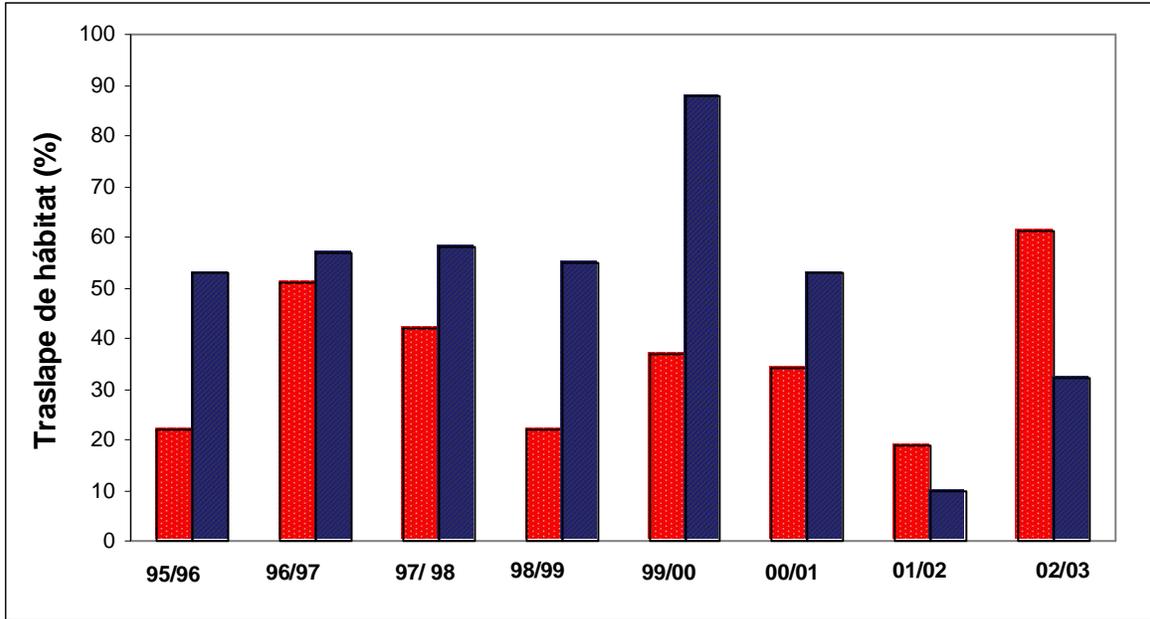


Figura 14. Traslape de hábitat entre *Chaetodipus arenarius* y *Chaetodipus rudinoris*, durante la temporada seca (barras rojas) y de lluvias (barras azules) de 1995 al 2003, en el hábitat preservado *El Comitán*.

7.4.2 Hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*

Entre las especies de *C. rudinoris* y *C. arenarius* se observó que el mayor traslape de hábitat ocurrió durante las temporadas de lluvia (Fig. 15) ya que sólo durante las temporadas de 1995/1996, 1998/1999 y 2002/2003 la diferencia en el traslape fue menor al seis por ciento.

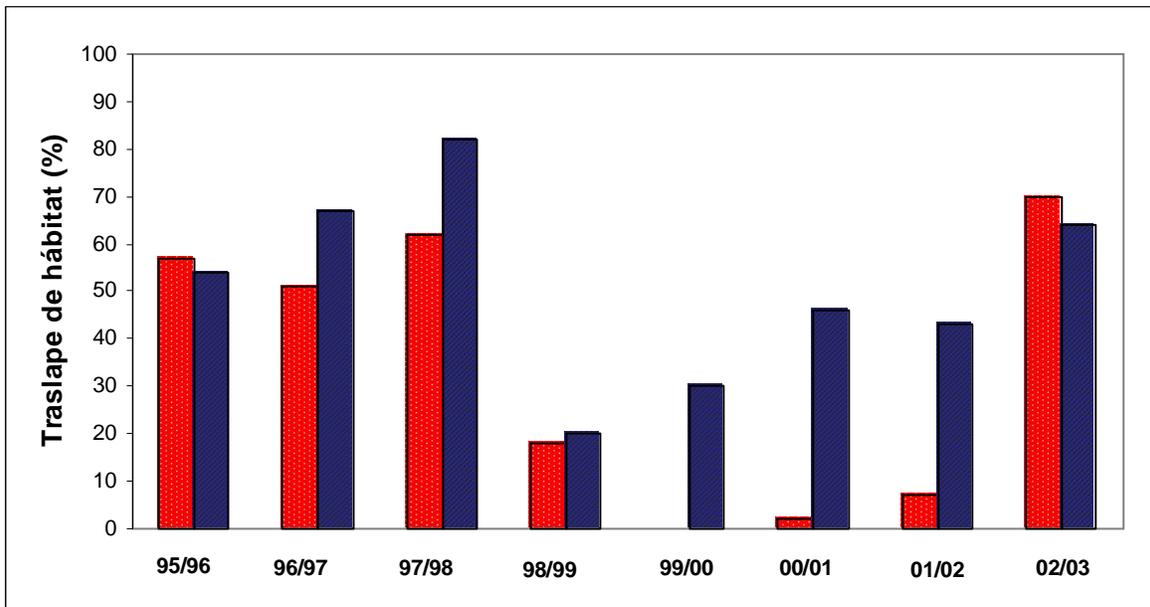


Figura 13. Traslape de hábitat entre *Chaetodipus arenarius* y *Chaetodipus rudinoris* durante la temporada seca (barras rojas) y de lluvias (barras azules) de 1995 al 2003, en el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*.

En cambio en 1996/1997 y 1997/1998 el traslape de hábitat durante la temporada de lluvias fue del 67 y 82% respectivamente, mientras que en la temporada seca hubo un traslape del 51 y 62%. Para el periodo de 1999/2000 al 2001/2002 el traslape de hábitat fue mayor durante las temporadas de lluvia, con un traslape de más del 30 % , en comparación del escaso traslape que hubo en las temporadas de secas de 1999/2000 (0%), 2000/2001 (2%) y 2001/2002 (7%).

8. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio de largo plazo permitieron observar la variación de la densidad poblacional que mantienen las especies de *Chaetodipus* en los hábitats del matorral sarcocaulé, donde comúnmente existe un aporte de alimento por parte de las especies que conforman la vegetación, a diferencia de otros desiertos en México (Reichman, 1975). La estructura vegetal en ambas localidades mostró una discrepancia visible, debido a que se encuentra sujeta a diferentes presiones, la actividad del pastoreo en *Brisamar* ha modificado la abundancia y distribución de las especies vegetales, al promover la reducción del dosel y la creación de áreas abiertas, mientras que la comunidad vegetal de *El Comitán*, se muestra con una mayor cobertura vegetal y distribución homogénea.

A través de los años, se pudo observar que hubo menor cobertura vegetal en el hábitat alterado por pastoreo, aunque al comparar estadísticamente los valores de cobertura no hubo diferencias significativas. Sin embargo, el índice de valor de importancia (IVI) muestra que la actividad del pastoreo ha ocasionado una alteración en la estructura vegetal, al prevalecer las especies de forma suculenta y arbustiva. Mientras en el hábitat preservado la comunidad vegetal se caracterizó por la prevaencia de especies arbóreas y, en menor medida, por arbustivas, siendo que el follaje de éstas primeras aportan una mayor cobertura vegetal, en comparación con las de forma suculenta y arbustiva. En particular, sólo el árbol palo Adán (*Fouquieria diguetii*) fue predominante en ambas localidades de estudio.

En hábitats pastoreados del matorral sarcocaulé se ha observado que el ganado a favorecido la abundancia de especies suculentas, tales como la cholla (*Cylindropuntia cholla*) y la pitaya agria (*Stenocereus gummosus*), ya que rompen las estructuras de las mismas o las transportan adheridas a su pelaje, propiciando su dispersión y reproducción (Romero-Schmidt, 2001). En tanto en algunas regiones desérticas del oeste de Norteamérica se demuestra que la

abundancia de especies arbustivas ha sido promovida por la actividad del pastoreo, debido a la gran adaptabilidad que muestran a los cambios mecánicos y químicos que provoca el ganado sobre el suelo como la erosión, la compactación y la baja retención de agua (Van Auken, 2000).

Por otro lado, la baja representatividad de las especies arbóreas en el *Brisamar*, como el ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*) y el mezquite (*Prosopis articulata*), se puede atribuir al ramoneo de estas especies por el ganado, ya que se ha documentado son especies de gran palatabilidad por el ganado (Arriaga y Cancino, 1992). Aunado a estos cambios, Ortiz (2000) y Cortés-Calva (2004), han reconocido en esta localidad una mayor abundancia de herbáceas anuales en comparación con el hábitat preservado *El Comitán*, dado las áreas abiertas que ha dejado el ganado han favorecido su colonización exitosa. Esto debido a la habilidad que poseen para germinar y desarrollarse bajo condiciones de alta temperatura y baja disponibilidad de agua (Cruz, 1992).

Con el panorama fonológico de fructificación se infiere que en el hábitat alterado por pastoreo, la abundancia de herbáceas anuales (cuatro especies) y especies suculentas como la cholla, aportan un recurso adicional de alimento a lo largo del año (Ortega-Rubio *et al.* 1993; Cortés-Calva, 2004; Reichman, 1975; Vázquez, 1999), lo que aporta ventaja sobre el hábitat preservado, al poder los roedores disponer del recurso alimenticio aun en la temporada seca del año.

Un estudio realizado en el matorral sarcoacule señala que la actividad de pastoreo beneficia la ocurrencia de algunas especies de *Chaetodipus* (Ortega-Rubio *et al.* 1993), lo que coincide con lo obtenido en este estudio a largo plazo, donde las poblaciones sustentan altas densidades, encontrando diferencias significativas en los años de 1995 a 1997; otro punto a destacar es que los heterómidos son altamente sensibles a los cambios en la precipitación y por ende éste es un factor que contribuye a la respuesta de cambio de ambas poblaciones de *Chaetodipus*.

Al analizar los resultados obtenidos con el índice de anomalías durante los años de 1995-2004, podemos definir que las condiciones de precipitación ocurrieron en tres patrones. De 1995-1998, como un patrón normal de lluvias, debido a que su mayor descarga se registró durante el verano, con cantidades aproximadas al promedio histórico de la región (187 mm); el segundo, un patrón de escasa precipitación en los años de 1999 y 2000, donde la cantidad de precipitación anual fue tres veces menor al promedio de la región, y finalmente un patrón anormal de precipitación durante los años del 2001 al 2004, donde ocurrieron lluvias intensas durante el invierno, así como, la presencia de huracanes (2001 y 2003), con niveles de precipitación de casi un promedio anual.

Consistentes a que la precipitación es un factor limitante en la disponibilidad de alimento para los roedores desérticos (Lima *et al.*, 1999), se pudo constatar que indirectamente afecto la respuesta de las poblaciones de *C. arenarius* y *C. ruidinoris*. Fue evidente observar como los aumentos en la densidad de ambos roedores, coincidieron con el régimen de las lluvias de verano, lo que concuerda con la actividad reproductiva observada en la especies (Paulson, 1988; Cortés-Calva-Álvarez-Castañeda, 1996 y 1999) y la relación que guarda con la productividad de la vegetación (producción de semillas, frutos y plántulas, Beatley, 1969 y Brown y Zeng, 1989). Sin embargo, al correlacionar entre los años la precipitación y la densidad de los roedores, se mostró que no fue significativa dicha correlación, en ninguno de los hábitats de estudio.

Al realizar la correlación entre la precipitación y la densidad de los roedores con una temporada desfasada (próxima anterior), no se reflejo claramente la respuesta de los roedores con los eventos de precipitación, a excepción del año 2002 al coincidir el incremento poblacional de los roedores con las lluvias de invierno y verano del 2001 y 2002 respectivamente.

En este estudio se muestra que la respuesta poblacional de *C. arenarius* y *C. ruidinoris* se refleja en periodos de tiempo más largos, como se puede observar en 1999 y 2000, que pese a haber sido los dos años más secos, ninguna de las poblaciones de roedores presentaron un decremento poblacional inmediato, sino hasta dos años después de haber ocurrido un periodo de condiciones adversas, como fue la escasa precipitación y el desfasamiento de la misma. Esto coincide con los observado para algunos roedores del desierto Chihuahuense, donde el tiempo de respuesta de sus poblaciones se manifiesta en periodos de hasta dos temporadas previas de precipitación, ya que al tener la capacidad de coleccionar y almacenar las semillas de años anteriores, pueden proveerse de alimento durante periodo de tiempo mas largos, evitando el decremento inmediato de sus poblaciones (Morgan Ernest *et al.*, 2000)

Es probable que la precipitación pluvial no haya sido el único factor en determinar la variación poblacional de los roedores *Chaetodipus*, lo que ha dado que en regiones desérticas de Norteamérica la precipitación no tenga una relación lineal con la densidad de algunos heterómidos (Brown y Morgan Ernest, 2002). Los estudios de Meserve *et al.* (1996) y Lima *et al.* (1998, 2002) muestran que este tipo de comportamiento, se debe a la influencia de otros factores tales como la depredación y la competencia intra e interespecifica, los cuales juegan un papel importante sobre la dinámica poblacional de los roedores desérticos.

Por tal razón es posible que en el hábitat preservado se haya observado en *C. arenarius* una respuesta negativa, a pesar de las lluvias intensas del 2001 y 2002. De la misma manera que en el hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*, se observara en *C. rudinoris* una repuesta negativa durante 1998 aunado a las lluvias normales de este año. Tal vez, estas dos respuestas se deban a la presencia competitiva del otro *Chaetodipus*, dado el decremento poblacional de uno coincidió con el aumento poblacional del otro.

Así también, otra razón puede ser debida a que la variación en la densidad de ambos roedores de *Chaetodipus*, se haya asociado mas bien a la productividad de la vegetación, ya que está no solo depende del monto anual de la precipitación, sino también, de su intensidad y del tiempo exacto en que ocurre (Morgan Ernest *et al.*, 2000), por lo que sería recomendable, profundizar sobre la relación que existe entre la densidad de los roedores y la productividad de la vegetación, así como, por otros factores abióticos, tales como la temperatura.

Sin embargo, con los cambios observados en la precipitación y la estructura de la vegetación se muestra que las dos especies de *Chaetodipus* tuvieron una variación de densidad distinta a través de los años de estudio. Al analizar los resultados obtenidos por cada sitio de estudio, observamos que en el hábitat preservado *C. rudinoris* tuvo una variación poblacional más estable en comparación con *C. arenarius*.

C. arenarius mostró un patrón claro de incrementos poblacionales en los años posteriores a las lluvias de 1995-1998 y decrementos después de los años secos de 1999 y 2000. Mientras, *C. rudinoris* mostró prácticamente una densidad constante a lo largo de los años de estudio, a excepción de un decremento moderado después de los años secos de 1999 y 2000, y un incremento fuerte durante las lluvias del 2002.

Estas diferencias observadas en la variación poblacional nos sugieren que las especies respondieron de manera distinta las condiciones del ambiente, como se ha demostrado en otras especies de heterómidos del Desierto Chihuahuense. (Brown y Heske, 1990). Debido a la importancia que tiene sobre la demografía de los heterómidos las diferencias de historia de vida, tamaño corporal y parentesco taxonómico (Brown y Heske, 1990), se asume que estos factores fueron determinantes en la respuesta poblacional de las especies.

Los aumentos poblacionales observados en *C. arenarius* después de las lluvias normales de 1995-1998, nos sugiere que está especie se relaciono de manera positiva con la productividad

vegetal de 1995 a 1998, dado las lluvias fueron similares al promedio histórico de la región. Lo que se contrapone con la densidad constante que *C. rudinoris* presento en estos años y la cual se asemeja a la observada por *C. penicillatus* en el desierto Chihuahuense, quien a diferencia de otros heterómidos mantiene una densidad constante en largos periodos de tiempo (Brown y Heske, 1990).

Las diferencias entre *C. rudinoris* y *C. arenarius* podrían ser debidas estrategias distintas de reproducción, como es el caso de una mayor capacidad reproductiva en *C. arenarius*, ya que posee un tamaño de camada mayor (cuatro a seis crías) con relación a *C. rudinoris* (tres a cuatro crías, Cortés-Calva, 1997; Paulson, 1988). Sin embargo para dar una explicación más amplia de la manera en como responden las especies a los cambios del ambiente sería recordable realizar un estudio específico sobre sus historias de vida.

El decremento poblacional observado en ambos roedores después de los años secos de 1999 y 2000, es posible que deba a una disminución en los recursos, debido a la influencia tanto de las lluvias escasas de 1999 y 2000, como de las lluvias de verano del 2001, ya que ésta ultima se origino por dos huracanes que duraron menos de 24 hrs, lo que en ciertos caso se demuestra, provoca que los bancos de semillas no se puedan reactivar de forma eficiente, disminuyendo la cantidad de alimento disponible para los roedores (Brown y Morgan Ernest, 2002)

Con la alteración observada en los recursos se muestra que *C. arenarius* fue la especie de mayor decremento poblacional, quizá a causa de una mayor demandada de alimento, siendo evidente hasta el año 2002 la disminución de su población, caso contrario al de *C. rudinoris*; quien mostró un aumento poblacional.

Esta respuesta observada en ambas especies contrasta con lo observado por estas especies en el hábitat preservado del matorral sarcocaula, en donde se demuestra que *C. arenarius* tienen una variación menos drástica que *C. rudinoris*, en respuesta a condiciones adversas de sequía "la Niña" (Cortés-Calva, 2004).

Se ha demostrado que en hábitats donde coexisten especies de heterómidos con diferente tamaño y similitud de forrajeo existirá una prevalecta de la especie mas grande sobre la de menor tamaño (Parmenter y MacMahon, 1993), lo que pudo haber ocurrido en el año 2002, dado cuando éstas especies tuvieron anteriormente una densidad similar y una baja calidad de recursos, prevalectó *C. rudinoris*, la especie de mayor tamaño, a diferencia de lo ocurrido en los años cuando el hábitat tenia una mejor calidad de recursos.

La respuesta de cambio de *C. rudinoris* se puede atribuir a un oportunismo en presencia de lluvia, comportamientos similares se han documentado en algunos roedores múridos (*Peromyscus* sp), quienes con la llegada de las lluvias después de periodos prolongados de sequía migran rápidamente hacia los hábitat, de tal manera que pueden explotar los recursos antes de que las demás poblaciones de roedores incrementen y compitan por el alimento (Whitford, 1976; Conley *et al.*, 1977; Munger *et al.*, 1983). Motivo por el que podría deberse que hasta el año 2004 hubo una mayor densidad poblacional en *C. rudinoris* que en *C. arenarius*.

En cuanto al hábitat alterado por pastoreo *C. arenarius* fue la especie de menor variación poblacional. A diferencia del hábitat preservado ésta especie mostró fuertes incrementos poblacionales durante y después de las lluvias de 1995-1998, mientras solamente un decremento moderado después de los años secos de 1999 y 2000. Lo que infiere que su respuesta poblacional fue menos drástica a los cambios ambientales.

Se considera que esta respuesta se debe a que la disponibilidad de alimento fue mayor en éste hábitat, al favorecer la actividad del pastoreo la abundancia de plantas anuales (Ortega-Rubio *et al.*, 1993) y suculentas (Romero-Schmidt, 2001), las cuales constituyen una fuente adicional de alimento en desventaja sobre el hábitat preservado.

Al aportar las plantas anuales una gran cantidad de semillas durante la estación de lluvia (Cortés-Calva y Álvarez-Castañeda, 2002), es probable que las reservas de semillas permitieran a *C. arenarius* contar con alimento suficiente para los años posteriores. De manera que la población de *C. arenarius* pudo evitar el decremento extremo después de los años secos de 1999 y 2000 y pudo adquirir mayores incrementos durante y después de los años de lluvias favorables de 1995-1998. Lo que coincide con otros estudios realizados en ésta zona, donde se demuestra que la poblacional de *C. arenarius* se ve favorecida con una variación poblacional más estable (Cortés-Calva, 2004) y de mayor densidad poblacional (Trujano-Álvarez, 2000 y Cortés-Calva, 2004).

Mientras en *C. rudinoris* observamos que su variación poblacional no mostró una respuesta consistente con el aumento en los recursos del hábitat pastoreado; como anteriormente se argumento. Sin bien en los años de lluvias normales de 1996 a 1997 su densidad incremento notablemente. A partir de 1998 observamos que tuvo drástico decremento poblacional, aunado a que las condiciones en ese año se considera fueron favorables, siendo extremadamente baja su densidad hasta el 2001. Es probable que la presencia competitiva de *C. arenarius* haya influido en el decremento poblacional de *C. rudinoris*, al observarse como el decremento de *C. rudinoris* coincidió

con el decremento poblacional de *C. arenarius*. Demostrándose que *C. arenarius* al parecer tiene una mejor capacidad de aprovechar los recursos del ambiente perturbado.

Exclusivamente, en el año 2002 las dos especies de *Chaetodipus* coincidieron con un incremento poblacional a diferencia de lo ocurrido en el hábitat preservado. Esta respuesta similar se pudo ver favorecida, debido al incremento de las lluvias de invierno y verano del 2001 y 2002, y la presencia de las plantas anuales, las cuales disponen de semillas en ambas estaciones.

Al relacionar los cambios de la densidad con el traslape temporal en los hábitats de estudio, podemos señalar que el grado de interacción existente entre las especies de *Chaetodipus* se magnifica con el aumento en las capturas de ambos roedores. Se encuentra que durante la temporada de lluvia las especies de *Chaetodipus* manifiestan una mayor actividad de forrajeo y actividad reproductiva (Paulson, 1988; Cortés-Calva y Álvarez-Castañeda, 1996 y 1997) y por ello, un aumento en el uso común del hábitat. Mientras que en la temporada seca se observa que el grado de interacción es menor entre los roedores *Chaetodipus*, ya que al caracterizarse ésta temporada por una menor disponibilidad de alimento, es notable encontrar la disminución de sus capturas, debido posiblemente a una segregación o migración de hábitat

Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con la tendencia propuesta por Schoener (1982), donde señala que el traslape de nicho tiende a ser menor en la estación seca, cuando los recursos disponibles son escasos, a diferencia de la estación de lluvia cuando los recursos son más abundantes. Los resultados observados en el hábitat preservado *El Comitán* señalan que el mayor traslapamiento de hábitat entre los roedores de *Chaetodipus* ocurre principalmente durante la temporada de lluvia, ya que al provocar la precipitación un aumento en la disponibilidad de alimento, se tienen en ésta temporada la mayor frecuencia de capturas de *Chaetodipus rudinoris* y *Chaetodipus arenarius* propiciando con ello, que su uso común del hábitat sea mayor.

Únicamente durante las temporadas de lluvia de 2001-2002 y 2002-2003 se observó que el traslapamiento del hábitat fue menor, este resultado está relacionado con el bajo número de capturas observadas en *C. arenarius* durante estas dos temporadas de lluvias, disminuyendo con ello, la interacción entre ambos roedores por el uso del mismo hábitat.

En cuanto al hábitat alterado por pastoreo *Brisamar*, el comportamiento del traslape de hábitat fue similar al del hábitat preservado, siendo que en la mayoría de los años de estudio, la utilización del mismo hábitat fue mayor durante la temporada de lluvia, coincidiendo este

comportamiento con los argumentos mencionados en el hábitat preservado. No obstante, cabe destacar que durante las temporadas seca y de lluvia de 1995-1996, 1998-1999 y 2002-2003, el traslape de hábitat fue semejante, lo que se atribuye a la disponibilidad de alimento que ofrecen las plantas anuales a lo largo del año en esta localidad, ya que como mostraron los resultados éstas constituyen el 30 % de las especies, siendo los periodos con mayor diversidad de semillas abril a junio y septiembre a noviembre.

9. CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos del ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN POBLACIONAL DE *CHAETODIPUS RUDINORIS* CON RELACIÓN A *C. ARENARIUS* EN EL MATORRAL SARCOCAULE DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO, durante el periodo aproximado de diez años, se puede concluir que la actividad del pastoreo en la estructura vegetal del matorral sarcocaulé, tuvo una influencia distinta en la variación poblacional de los roedores de *Chaetodipus*. En *C. arenarius*, la actividad del pastoreo tuvo una influencia positiva, ya que su variación poblacional fue más estable y de mayor densidad en comparación con el hábitat preservado. Mientras en *C. rudinoris* el pastoreo tuvo una influencia negativa, debido a que su densidad fue más inestable a diferencia del hábitat preservado, con cambios drásticos de aumentos y decrementos poblacionales.

Sin embargo, se puede decir que el pastoreo en el matorral sarcocaulé tiende favorecer el aumento de la densidad poblacional de ambos roedores, como resultado del aporte de semillas de las plantas anuales en ésta localidad.

Los cambios en la precipitación pluvial no reflejaron estadísticamente una correlación positiva ni negativa con la variación de la densidad poblacional de *C. rudinoris* y *C. arenarius*, por lo que es posible afirmar que en la variación poblacional de ambos roedores están involucrados otros factores tanto bióticos como abióticos.

La evaluación del grado de interacción de ambos roedores por el uso de los hábitat del matorral sarcocaulé, indica que durante la temporada de lluvias es mayor el traslape que existe entre los roedores en comparación con la temporada de secas. En el hábitat con pastoreo, se manifiesta que el traslape de hábitat es menos estacional que en el hábitat preservado, debido al aporte de semillas por parte de las herbáceas anuales durante ambas estaciones de seca y de lluvia.

10. LITERATURA CITADA

- Álvarez-Castañeda, S. T., T. P. Galina, A. R. González y R. A. Ortega, 1988. Herpetofauna. En *La Sierra de la laguna Baja California Sur* (eds L. Arriaga y A. Ortega). Centro de Investigaciones biológicas de Baja California Sur S. C., La Paz Baja California Sur.
- Arriaga, L. y J. Cancino, 1992. Prácticas pecuarias y caracterización de especies forrajeras en la selva baja caducifolia. En *uso y manejo de los recursos naturales en la sierra de la laguna Baja California Sur* (eds A. Ortega), pp. 155-184. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur S. C., La Paz, Baja California Sur.
- Beatley, J. C., 1969. Dependence of desert rodents on winter annuals and precipitation. *Ecology*, 50: 721-724.
- Belsky, A. J. y J. L. Gelbard, 2000. Livestock grazing and weed invasions in the Arid West. *Oregon Natural Desert Association, USA*.
- Bock, C. E., J. H. Bock, W. R. Kenny y V. M. Hawthorne, 1984. Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock exclosure in a semidesert grassland site. *Journal of Range Manage*, 37: 239-242.
- Bowers, M. A. y J. H. Brown, 1982. Body size and coexistence in desert rodents: Chance or community structure?. *Ecological Society of America*, 63: 391-400.
- Bromley, J., J. Brouwer, A. P. Barker, R. S. Gaze y C. Valentin, 1997. The role of surface water redistribution in an area of patterned vegetation in a semi-arid environment, Southwest Neger. *Journal of Hydrology*, 198: 1-29.
- Brower, J. E. y J. H. Zar, 1984. *Field and laboratory methods for general ecology*. Brown Company Publishers, Dubuque Iowa, USA.
- Brown, J.H, 1973. Species diversity of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology*, 54:775-787.
- Brown, J. H. y B. A. Harney, 1993. Population and community ecology of heteromyid rodents in temperate habitats. In *Biology of the Heteromyidae* (eds H. H. Genoways & J. H. Brown), pp. 618-651. Special Publication, American Society of Mammalogyst, Provo UT, USA.
- Brown, J. H. y E. J. Heske, 1990. Temporal changes in a Chihuahuan Desert rodent community. *Oikos*, 59: 290-302.

- Brown, J. H. y G. A. Lieberman, 1973. Resource utilization and coexistence of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology*, 54: 788-797.
- Brown, J. H. y S. K. Morgan Ernest, 2002. Rain and rodents: Complex dynamics of desert consumers. *BioScience*, 52: 979-987.
- Brown, J. H. y Z. Zeng, 1989. Comparative population ecology of eleven species of rodents in the Chihuahua Desert. *Ecological Society of America*, 70: 1507-1525.
- Brown, J. H., O. J. Reichman y D. W. Davidson, 1979. Granivory in desert ecosystems. In *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 10, pp. 201-227. Annual Reviews Inc., USA.
- Chew, R. M. y B. B. Butterworth, 1964. Ecology of rodents in Indian Cove (Mojave Desert), Joshua Tree National Monument, California. *Journal of Mammalogy*, 42: 203-225.
- Conley, W. J., J. D. Nichols y A. R. Tripton, 1977. Reproductive strategies in desert rodents. In *Transactions, symposium on the biological resource of the Chihuahua Desert* (eds R.H. Wauer & D. H. Riskind), pp 193-214. United States Department on the Interior. National Park Service, Transactions and Proceedings Series 3.
- Cortés-Calva, P., 1997. Sinopsis de la biología y ecología reproductiva de tres especies de heterómidos, en áreas de matorral sarcocaulé, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México. D. F.
- Cortés-Calva, P., 2004. Análisis de la comunidad de heterómidos en el matorral sarcocaulé, Baja California Sur, La Paz. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F.
- Cortés-Calva, P. y S. T. Álvarez-Castañeda, 1996. Estimación y número de camada de *Chaetodipus arenarius* (Rodentia: Heteromyidae) en Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 44/45: 301-304.
- Cortés-Calva, P. y S. T. Álvarez-Castañeda, 1999. Tamaño gonadal de machos de *Chaetodipus arenarius* (Rodentia: Heteromyidae) durante un ciclo reproductivo en Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 47: 609-613.
- Cortés-Calva, P. y S. T. Álvarez-Castañeda, 2002. Rodent density anomalies in scrub vegetation areas as response to ENSO 1997-98 in Baja California Sur, México. *Geofísica Internacional*, 42: 547-551.

- Cruz, E. M., 1992. Ecología y evaluación del efecto de la temperatura en la germinación de plantas anuales en un área árido-tropical de Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana.
- Dunham, A. E., 1980. An experimental study of interespecific competition between the iguanid lizards *Sceloporus merriami* and *Urosaurus ornatos*. *Ecology Monography*, 50:309-330.
- Eisenberg, J. F., 1993. Ontogeny. In *Biology of the Heteromyidae* (eds H. H. Genoways & J. H. Brown), pp. 479-490. Special Publication, American Society of Mammalogist, Provo UT, USA.
- Fleischner, T. L., 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*, 8: 629-644.
- Flores, E. Z., 1998. Geosudcalifornia geografía, agua y ciclones. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 1a Eds. La Paz, Baja California Sur.
- García, E., 1981. *Modificaciones al sistema de clasificación de Copen*. 2ª. ed. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F.
- Hafner, M. S., 1977. Density and diversity in Mojave desert rodent and shrub communities. *Journal of Animal Ecology*, 46: 925-938.
- Hafner, D. J. y B. R. Riddle, 1997. *Biogeography of Baja California Peninsular Desert Mammals*. The Museum of Southwestern Biology, The University of New Mexico, Albuquerque.
- Hall, E. R., 1981. *The mammals of North America*, 2ª ed. John Wiley and Sons, Publishers, Inc., New York, U.S.A.
- Hammond, E. H., 1954. *A geomorphic study of the Cape Region of Baja California*. University of California Press. Berkley. California, USA.
- Harris, J. H., 1984. An experimental analysis of desert rodent ecology. *Ecology*, 65:1579-1584.
- Heske, E. J. y M. Campbell, 1991. Effects of an 11-year livestock enclosure on rodent and ant numbers in the Chihuahuan Desert, southeastern Arizona. *Southwest. Nat.*, 26: 107-115.
- Heske, E. J., J. H. Brown y S. Mistry, 1994. Long-Term Experimental study of Chihuahuan desert Community: 13 years of competition. *Ecology*, 75: 438-445.
- Heske, E. J., D. L. Rosenblatt y D. Sugg, 1997. Population dynamics of small mammals in oak woodland –grassland-chaparral habitat mosaic. *The Southwestern Naturalist*, 42: 1-12.
- HillerRisLambers, R., M. Rietkerk, F. Van den Bosch, H. T. T. Prins y H. de Kroon, 2001. Vegetation pattern formation in semi-arid grazing systems. *Ecology*, 82:50-61.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1981a. Carta edafológica 1:1000 000, La Paz. Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. México D. F.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1981b. Carta de precipitación total anual 1: 100 000, La Paz. Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. México D. F.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1995. Síntesis geográfica del estado de Baja California Sur. pp. 52.
- Kenagy, G. J., 1973. Daily and seasonal patterns of activity and energetics in a heteromyid rodent community. *Ecology*, 54:1201-1219.
- Kot, M. y W. M. Schaffer, 1984. The effects of seasonality on discrete model of population growth. *Theoretical population biology*, 26: 340-360.
- Krebs, C. J., 1999. *Ecological Methodology*, 2ª ed. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc., California, USA.
- Lackey, J. A., 1991. *Chaetodipus arenarius*. *Mammalian Species*, 384: 1-4.
- Lemen, C. A. y P. W. Freeman, 1983. Quantification of competition among coexisting heteromyids in the southwest. *The Southwestern Naturalist*, 29:41-46.
- Lemen, C. A. y M. L. Rosenzweig, 1978. Microhabitat selection in two species of heteromyid rodents. *Oecologia*, 33: 127-135.
- León de la luz, J. L., R. Coria-Benet y M. Cruz-Estrada, 1996. Fenología floral de una comunidad árido-tropical de Baja California Sur, México. *Acta Botánica Mexicana*, 35: 45-64.
- Lima, M. y F. M. Jaksic, 1998. Population variability among three small mammal species in the semiarid Neotropics: the role of density-dependent and density-independent factors. *Ecography*, 21: 175-180.
- Lima, M., J. E. Keymer y F. M. Jaksic, 1999. El Niño-Southern Oscillation-driven rainfall variability and delayed dependence cause rodent outbreaks in western South America: linking demography and population dynamics. *The American Naturalist*, 153: 476-491.
- Lima, M., N. Stenseth y F. M. Jaksic, 2002. Population dynamics of a South American rodent: seasonal structure interacting with climate, density dependence and predator effects. *The Royal Society*, 269: 2579-2586.

- Lima, M., N. Stenseth, N. G. Yoccoz y F. M. Jaksic, 2001. Demography and population dynamics of the opossum (*Thylamys elegans*) in semi-arid Chile: seasonality, feedback structure and climate. *The Royal Society*, 268: 2053-2064.
- MacMillen, R. E. y D. S. Hinds, 1983. Water regulatory efficiency in heteromyid rodents: a model and its implication. *Ecology*, 64: 488-489.
- May, R. M., 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nature*, 261:459-467.
- Maya, D. L., 1995. Fenología, producción y descomposición de hojarasca de las especies dominantes en una comunidad vegetal de zonas áridas. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Meserve, P. L., J. R. Gutierrez, J. A. Yunger, L. C. Contreras y F. M. Jaksic, 1996. Role of biotic interaction in a small mammal assemblage in Semiarid Chile. *Ecology*, 77: 133-148.
- Meserve, P. L., J. A. Yunger, J. R., Gutierrez, L. C. Contreras, W. B. Milstead, B. K. Lang y K. L. Cramer, S. Herrera, V. O. Lagos, S. I. Silva, E. L. Tabilo, M. A. Torrealba y F. M. Jaksic, 1995. Heterogeneous responses of small mammals to an El Niño southern Oscillation event in north central semiarid Chile and the importance of the ecological scale. *Journal of Mammalogy*, 76: 580-595.
- Morgan, K. R. y M. V. Price, 1992. Foraging in Heteromyid rodents: The energy cost of scratch-digging. *Ecology*, 73: 2260-2272.
- Morgan Ernest, S. K., J. H. Brown y R. R. Parmenter, 2000. Rodents, plants, precipitation: spatial and temporal dynamics of consumers and resources. *Oikos*, 88: 470-482.
- Munger, J. C., M. A. Bowers y W. T. Jones, 1983. Desert rodent populations: Factors affecting abundance, distribution, and genetic structure. In *Biology of Desert Rodents*, Vol. 7, pp. 91-116. Great Basin Naturalist Memories, Brigham Young University Provo UT, Utha , USA.
- Ortega-Rubio, A., H. Romero-Schmidt, C. Arguelles-Mendez, R. Corio-Benet y F. Solis-Marin, 1993. Livestock exclusión: consecuencias on nocturnal rodents in Baja California Sur. *Revista de Biología Tropical*, 41:907-909.
- Ortiz, S. H., 2000. Estudio del microhabitat de heterómidos de matorral sarcocaula, en la Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Los Reyes Iztacala, México.

- Patton, J. L. y S. T. Álvarez-Castañeda, 1999. Familia Heteromyidae. En *Mamíferos del Noroeste de México* (eds J. L. Patton & S. T. Álvarez-Castañeda), pp. 351-442. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., Baja California Sur, México.
- Parmenter, R. R y J. A. MacMahon, 1993. Factors determining the abundance and distribution of rodents in a shrub-steppe ecosystem: the role of shrubs. *Oecologia*, 59:145-156.
- Paulson, D. D., 1988. *Chaetodipus baileyi*. *Mammalian Species*, 297:1-5.
- Polis, G. A., S. D. Hurd, C. T. Jackson y Z. F. Piñero, 1997. El Niño effects on the dynamics and control of an island ecosystem in the Gulf of California. *Ecological Society of America*, 78:1884-1897.
- Price, M.V., 1978. The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology*, 59: 910-921.
- Price, M.V., 1984. Microhabitat use in rodent communities: Predator avoidance or foraging economics?. *Journal of Ecology*, 34: 63-80.
- Price, M.V. y N. W. Waser, 1985. Microhabitat use by heteromyid rodents: Effect of artificial seed patches. *Ecology*, 66: 211-219.
- Randall, J. A., 1993. Behavioural adaptations of desert rodents (Heteromyidae). *Animal Behavior*, 45:263-287.
- Reichman, O. J., 1975. Relation of desert rodent diet to available resources. *Journal of Mammalogy*, 56: 731-751.
- Riddle, B. R., D. F. Hafner y L. F. Alexander, 2000. Comparative Phylogeography of Baileys' Pocket Mouse (*Chaetodipus baileyi*) and the *Peromyscus eremicus* Species Group: Historical Vicariance of the Baja California Peninsular Desert. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 17:161-172.
- Rosenzweig, M. L., 1973. Habitat selection experiments with a pair of coexisting heteromyid rodent species. *Ecology*, 54:111-117.
- Rosenzweig, M. L. y P. W. Sterner, 1970. Population ecology of desert communities: Body size and seed-husking as bases for Heteromyid coexistence. *Ecology*: 51: 217- 224.
- Rosenzweig, M. L. y J. Winakur, 1969. Population ecology of desert rodent communities: habitats and environmental complexity. *Ecology*, 50: 558-572.
- Reynolds, H. G., 1950. Relation of Merriam's Kangaroo rats to range vegetation in Southern Arizona. *Ecology*, 31: 456-463.

- Romero-Schmidt, H., 2001. Estudio del efecto del pastoreo sobre la abundancia y reproducción de una comunidad de lacertilios en Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Schaffer, W. M., 1985. Order and chaos in ecological systems. *Ecology*, 66:93-106.
- Schmidly, D. J., K. T. Wilkins y J. N. Derr, 1993. Biogeography. In *Biology of the Heteromyidae* (eds H. H. Genoways & J. H. Brown), pp. 319-356. Special Publication, American Society of Mammalogist, Provo UT, USA.
- Schoener, T. W., 1982. The Controversy over interspecific competition. *American Scientist*, 70: 586-595.
- Shenbrot, G. y B. Krasnov, 2001. Rodents in desert environments: Is dynamics really correlated with annual rainfall fluctuations?. *Ecology of Desert Environments*, 405-421.
- Smith, J. N. M., P. R. Grant, B. R. Grant, I. J. Abbott y L. K. Abbott, 1978. Seasonal variation in feeding habits of Darwin's ground finches. *Ecology*, 59: 1137-1150.
- Tabeni, S. y R. A. Ojeda, 2002. Assessing mammal responses to perturbations in temperate aridland of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 55: 715-726.
- Tabeni, S. y R. A. Ojeda, 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environments*, 0: 000-000.
- Tast, J. y O. Kalela, 1971. Comparison between rodent cycles and plant production in Finnish Lapland. *Ann. Acad. Sci. Fen. A, IV Biologica*: 186:1-4.
- Thompson, S. D., 1982. Microhabitat utilization and foraging behavior of bipedal and quadrupedal heteromyid rodents. *Ecology*, 63: 1302-1312.
- Trujano-Álvarez, A. L., 2000. Estudio del ámbito hogareño de la comunidad de heterómidos del matorral sarcocaula en La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Los Reyes Iztacala, México.
- Vázquez, M. R., 1999. Estudio sobre la arquitectura de las madrigueras de *Chaetodipus baileyi* (Rodentia: Heteromyidae) en la zona norte de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Los Reyes Iztacala, México.
- Van Auken, O.W., 2000. Shrub invasions of North America semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:197-215.

Whitford, W.G., 1976. Temporal fluctuations in density and diversity of desert rodents. *Journal of Mammalogy*, 57: 351-369.

ANEXO 1 IVI

Composición vegetal del área preservada *El Comitán* y el área alterada *Brisamar* durante el periodo de 1995 al 2004, excepto el año 2003. Se presentan a las diez especies vegetales dominantes de cada localidad (según los valores del índice de importancia IVI), junto con sus características de densidad y porcentaje de cobertura vegetal.

Año	El Comitán				Brisamar			
	Especie vegetal	Densidad (Ind/ha)	% Cobertura	IVI	Especie vegetal	Densidad (Ind/ha)	% Cobertura	IVI
1995	<i>Jathropa cinerea</i> ¹	541	16	250.9	<i>Cilyndropuntia cholla</i> ³	506	60	197.9
	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	94	9	242.7	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	35	4	53.8
	<i>Pachycereus pringlei</i> ³	353	8	168.7	<i>Encelia californica</i> ⁵	224	26	37.8
	<i>Prosopis articulata</i> ¹	94	6	133.5	<i>Jathropa cuneata</i> ¹	176	21	31.2
	<i>Bursera microphyla</i> ²	94	6	131.4	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	71	8	18.9
	<i>Cilyndropuntia cholla</i> ³	753	10	97.6	<i>Bursera microphyla</i> ²	24	3	14.2
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	24	3	83.3	<i>Prosopis articulata</i> ¹	129	15	11.8
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	294	8	76.4	<i>Jathropa cinerea</i> ¹	24	3	10.0
	<i>Jathropa cuneata</i> ¹	224	5	46.8	<i>Krameria parvifolia</i> ⁴	24	3	9.8
	<i>Caesalpinia arenosa</i> ²	35	4	40.0	<i>Pedilanthus macrocarpus</i> ²	24	3	6.1
1996	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	176	23	700.6	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	447	49	1100.2
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	153	22	603.2	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	612	16	176.3
	<i>Jathropa cinerea</i> ¹	812	32	565.7	<i>Bursera microphyla</i> ²	153	8	132.9
	<i>Prosopis articulata</i> ¹	94	19	517.6	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	59	7	110.9
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	365	18	220.8	<i>Jathropa cuneata</i> ¹	388	9	91.7
	<i>Bursera microphyla</i> ²	106	8	207.1	<i>Jathropa cinerea</i> ¹	94	5	79.2
	<i>Cilyndropuntia cholla</i> ³	729	13	136.9	<i>Larrea tridentata</i> ²	129	5	79.7
	<i>Pachycereus pringlei</i> ³	82	2	136.0	<i>Prosopis articulata</i> ¹	24	2	59.7
	<i>Jathropa cuneata</i> ¹	235	8	90.1	<i>Lycium sp</i> ²	118	4	44.9
	<i>Lycium sp</i> ²	47	4	64.6	<i>Cilyndropuntia cholla</i> ³	635	3	25.3

1997	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	94	10	250.5	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	541	33	632.2
	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	494	14	210.3	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	235	9	103.5
	<i>Prosopis articulata</i> ¹	94	8	168.1	<i>Larrea tridentata</i> ²	82	4	55.3
	<i>Pachocereus pringlei</i> ³	318	4	120.6	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	94	2	41.6
	<i>Bursera microphyla</i> ²	82	5	105.7	<i>Bursera microphyla</i> ²	106	3	40.3
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	24	3	83.3	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	247	4	37.5
	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	659	9	81.9	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	47	2	30.4
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	318	7	72.2	<i>Prosopis articulata</i> ¹	24	1	29.0
	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	212	5	51.3	<i>Pachocereus pringlei</i> ³	47	1	20.7
	<i>Pedilanthus macrocarpus</i> ²	82	3	32.2	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	612	3	20.2
1998	<i>Prosopis articulata</i> ¹	82	17	486.9	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	435	51	358.8
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	94	13	371.7	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	753	89	82.0
	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	200	15	367.5	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	400	47	67.7
	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	1035	21	220.6	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	153	18	57.8
	<i>Bursera microphyla</i> ²	71	5	113.0	<i>Bursera microphyla</i> ²	94	11	55.4
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	576	11	112.7	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	1282	151	36.0
	<i>Pachocereus pringlei</i> ³	365	4	97.4	<i>Lycium sp</i> ²	71	8	20.6
	<i>Bursera hindsiana</i> ²	35	3	68.1	<i>Stenocereus thurberi</i> ³	24	3	8.2
	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	235	6	61.3	<i>Pedilanthus macrocarpus</i> ²	94	11	8.1
	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	906	8	53.3	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	24	3	6.8
1999	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	200	19	555.8	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	624	52	1321.4
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	129	17	450.9	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	106	6	114.2
	<i>Prosopis articulata</i> ¹	71	11	250.3	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	718	11	95.3
	<i>Bursera microphyla</i> ²	71	8	206.3	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	576	9	72.0

	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	553	15	195.0	<i>Bursera microphyla</i> ²	118	5	66.1
	<i>Oleaya tesota</i> ¹	24	5	183.8	<i>Lycium sp</i> ²	212	5	59.5
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	506	10	97.4	<i>Prosopis articulata</i> ¹	24	2	55.9
	<i>Pachycereus pringlei</i> ³	200	3	66.1	<i>Pachycereus pringlei</i> ³	59	1	40.2
	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	306	6	56.8	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	1282	4	22.0
	<i>Lycium sp</i> ²	106	5	56.5	<i>Pedilanthus macrocarpus</i> ²	212	2	16.7
2000	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	200	19	593.6	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	459	30	662.5
	<i>Prosopis articulata</i> ¹	59	16	483.8	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	400	9	290.5
	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	424	15	248.6	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	647	14	147.9
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	141	17	460.0	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	59	2	41.0
	<i>Oleaya tesota</i> ¹	12	0	84.8	<i>Bursera microphyla</i> ²	141	4	47.0
	<i>Bursera microphyla</i> ²	59	3	66.5	<i>Pachycereus pringlei</i> ³	47	0.3	7.9
	<i>Lycium spp</i> ²	94	5	62.2	<i>Pedilanthus macrocarpus</i> ²	47	2	12.8
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	353	6	59.7	<i>Mammillaria sp</i> ³	165	0.2	0.2
	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	224	6	59.9	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	706	3	16.3
	<i>Stenocereus thurberi</i> ³	94	1	31.3	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	12	0.1	1.0
2001	<i>Prosopis articulata</i> ¹	82	18	495.6	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	118	12	973.1
	<i>Fouquieria diguetii</i> ¹	141	13	442.3	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	376	9	90.5
	<i>Jatropha cuneata</i> ¹	212	11	395.0	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	106	5	89.4
	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	129	14	349.5	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	329	8	78.6
	<i>Bursera microphyla</i> ²	71	9	259.5	<i>Cyrtocarpa edulis</i> ¹	35	2	26.6
	<i>Jatropha cinerea</i> ¹	376	14	254.5	<i>Lycium sp</i> ²	106	2	23.2
	<i>Stenocereus gummosus</i> ³	271	12	138.3	<i>Cylindropuntia cholla</i> ³	788	3	17.2

	<i>Cylindropuntia</i> <i>Cholla</i> ³	388	5	37.7	<i>Pachycereus</i> <i>pringlei</i> ³	376	2	8.7	
2002	<i>Jatropha</i> <i>cinerea</i> ¹	412	21	421.7	<i>Fouquieria</i> <i>diguei</i> ¹	224	19	516.1	
	<i>Fouquieria</i> <i>diguei</i> ¹	188	13	387.7	<i>Stenocereus</i> <i>gummosus</i> ³	294	7	79.4	
	<i>Cyrtocarpa</i> <i>edulis</i> ¹	129	14	375.2	<i>Bursera</i> <i>microphylla</i> ²	94	4	73.1	
	<i>Bursera</i> <i>microphylla</i> ²	82	5	132.6	<i>Jatropha</i> <i>cuneata</i> ¹	341	6	65.9	
	<i>Pachycereus</i> <i>pringlei</i> ³	271	5	120.0	<i>Prosopis</i> <i>articulata</i> ¹	24	2	41.6	
	<i>Olneya</i> <i>tesota</i> ¹	24	4	117.0	<i>Jatropha</i> <i>cinerea</i> ¹	71	2	32.3	
	<i>Prosopis</i> <i>articulata</i> ¹	106	6	116.1	<i>Lycium</i> <i>sp</i> ²	59	2	17.9	
	<i>Stenocereus</i> <i>gummosus</i> ³	471	8	86.7	<i>Cyrtocarpa</i> <i>edulis</i> ¹	47	1	13.2	
	<i>Cylindropuntia</i> <i>cholla</i> ³	929	10	84.9	<i>Pedilanthus</i> <i>macrocarpus</i> ²	71	1	8.6	
	<i>Jatropha</i> <i>cuneata</i> ¹	282	6	63.9	<i>Larrea</i> <i>tridentata</i> ²	35	1	7.7	
	2004	<i>Fouquieria</i> <i>diguei</i> ¹	138	15	2492.1	<i>Fouquieria</i> <i>diguei</i> ¹	286	28	4468.4
		<i>Prosopis</i> <i>articulata</i> ¹	71	13	2312.1	<i>Prosopis</i> <i>articulata</i> ¹	23	4	827.2
<i>Jatropha</i> <i>cinerea</i> ¹		454	21	2170.3	<i>Stenocereus</i> <i>gummosus</i> ³	345	11	741.1	
<i>Cyrtocarpa</i> <i>edulis</i> ¹		66	11	1679.5	<i>Bursera</i> <i>microphylla</i> ²	63	4	572.2	
<i>Olneya</i> <i>tesota</i> ¹		16	4	979.5	<i>Jatropha</i> <i>cinerea</i> ¹	64	3	398.9	
<i>Pachycereus</i> <i>pringlei</i> ³		179	5	908.0	<i>Jatropha</i> <i>cuneata</i> ¹	170	5	379.7	
<i>Cylindropuntia</i> <i>cholla</i> ³		579	13	906.8	<i>Cyrtocarpa</i> <i>edulis</i> ¹	16	2	255.9	
<i>Bursera</i> <i>microphylla</i> ²		38	4	788.6	<i>Larrea</i> <i>tridentata</i> ²	29	2	234.8	
<i>Stenocereus</i> <i>gummosus</i>		163	10	769.3	<i>Stenocereus</i> <i>thurberii</i> ³	16	1	185.7	
<i>Jatropha</i> <i>cuneata</i> ¹		150	4	375.8	<i>Lycium</i> <i>sp</i> ²	55	2	174.4	

¹ = Forma de vida, arbórea.

² = Forma de vida, arbustiva.

³ = Forma de vida, suculenta.

⁴ = Forma de vida, herbácea perenne

⁵ = Forma de vida, herbácea anual.

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Anomalia de la precipitación pluvial: desviación de los valores de la precipitación en un periodo específico, por ejemplo: un día, un mes o un año, con respecto a su valor promedio histórico.

Anomalia positiva de la precipitación pluvial: valores de la precipitación por arriba de la media histórica.

Anomalia negativa de la precipitación pluvial: valores de la precipitación por de bajo de la media histórica.

Antropogénico: relativo al hombre; de origen humano. Se puede aplicar a las concepciones centradas en la problemática humana, o a los efectos, problemas y daños que causan al ambiente.

Competencia: es un tipo de interacción que se presenta cuando un individuo tiene un efecto negativo sobre otro a través del consumo o el control al acceso de los recursos.

Especie: conjunto de organismos que comparten características básicas en común y que son capaces de reproducirse entre ellos y generar descendencia fértil, o si se reproducen asexualmente, que están más relacionados que cualquier otro organismo del género.

Estrategia de forrajeo: métodos empleados por un organismo en la búsqueda de su alimento.

Estructura de la vegetación: se relaciona al tipo de organización espacial que tiene una población o comunidad de plantas dentro de un paisaje.

Factores abióticos: son aquellos componentes del ecosistema que no tiene vida, los cuales constituyen al medio físico, como son el oxígeno, el agua, el suelo etc.

Factores bióticos: son todos los componentes del ecosistema que tienen vida, los cuales comprenden al conjunto de los seres vivos, como son las plantas y los animales.

Familia: categoría taxonómica que esta contenida dentro de un orden y consta de varios géneros relacionados.

Fosoriales: organismos adaptados a excavar agujeros dentro de la superficie del suelo para su alimentación y/o refugio.

Género: categoría taxonómica que se ubica entre la familia y la especie; así, un género es un grupo que reúne a varias especies emparentadas, o bien que solo contiene una sola especie.

Historias de vida: es el patrón de crecimiento, reproducción y sobrevivencia de un organismo a los largo de su ciclo de vida.

Interacción: influencia o acción reciproca entre dos o más poblaciones que conforman el ecosistema. Ver traslape de hábitat.

Interacción interespecífica: influencia o acción recíproca que se da entre poblaciones de diferentes especies.

Interacción intraespecífica: influencia o acción recíproca que se da dentro de la población de una misma especie.

Organismo: ser vivo.

Población: conjunto de organismos de una misma especie que habitan en un área o región particular y se reproducen entre ellos, y que están en continua interacción consigo mismo y otros organismos de diferentes especies.

Precipitación pluvial: partículas de agua líquida que caen desde la atmósfera hacia la superficie terrestre.

Recurso: componente ambiental utilizado por un organismo.

Traslape de hábitat: el grado al cual dos especies usan un hábitat similar; es la fuerza de competencia entre las dos especies.

Variaciones poblacionales: son los cambios en la densidad de una población a través del tiempo, la cual es regulada por cambios del clima, disponibilidad de alimento y factores intrínsecos.