CENTRO DE INVESTIGACIONES
BIOLOGICAS DEL NOROESTE,S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

Tendencias poblacionales de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados: Riesgos de extinción por efectos estocásticos, determinísticos y actividad humana.

TESIS DOCTORAL

p r e s e n t a

M.enC. Angel Rodríguez Moreno

Director de Tesis: Dr. Gustavo Arnaud Franco
Co – Director: Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
Co – Tutor: Dr. Víctor Sánchez Cordero
Co – Tutor Dr. Ricardo Pérez Enríquez
Co – Tutor: Dr. Bernie Tershy

La Paz, B.C.S. 2006

INDICE

PORTADA

ACTA DE REVISION DE TESIS

AGRADECIMIENTOS

DEDICATORIA

CAPITULO 1

INTRODUCCION

HIPOTESIS

OBJETIVO GENERAL

OBJETIVOS ESPECIFICOS

MARCO DE REFERENCIA

- **DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO**
- **FLORA, FAUNA Y CLIMA.**

MARCO TEORICO

- **DESCRIPCION DE LA ESPECIE**

ANTECEDENTES HISTORICOS

METODOLOGIA

- **1.0 Áreas de manipulación**:
- **2.0 Análisis del Hábitat.**
- **2.1 Vegetación.**
- **2.2 Fenología.**
- **2.3 Suelos**
- **3.0 Parámetros ambientales**
- **4.0 Trampeo**

5.0 Parámetros poblacionales.
5.1. Densidad.
5.2 Estructura de edades y proporción de sexos
5.3 Desplazamiento
6.0 Suplemento alimenticio.
7.0 Modelado.

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C.S, siendo las ___ horas del día ___ del Mes de , se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., para revisar la Tesis de Grado titulada:

"Tendencias poblacionales de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados: Riesgos de extinción por efectos estocásticos, determinísticos y actividad humana."

Presentada por el alumno:

Angel Rodríguez Moreno

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Ecología de Zonas Áridas.

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Dr. Gustavo A. Arnaud F.
INSERTAR NOMBRE
DIRECTOR DE TESIS

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
INSERTAR NOMBRE
CO-TUTOR

PhD Bernie Tershy.
INSERTAR NOMBRE
CO-TUTOR

Dr. Ricardo Pérez Enríquez
INSERTAR NOMBRE
CO-TUTOR

Dr. Víctor Sánchez Cordero
INSERTAR NOMBRE
CO-TUTOR

DRA. THELMA CASTELLANOS
DIRECTOR DE ESTUDIOS DE POSGRADO

Introducción

Por su aislamiento geográfico, los ecosistemas insulares del Golfo de California, presentan numerosos endemismos a nivel de plantas (Cody 1983), mamíferos (Hall, 1981; Lawlor, 1983), reptiles y anfibios (Case, 1983). Particularmente las islas que se encuentran en el área del Parque Nacional Bahía de Loreto, presentan un total de 12 especies de mamíferos terrestres, las cuales están catalogadas por la SEMARNAT bajo alguna categoría de protección.(Diario Oficial de la Federación 2002) Sin embargo, a pesar de la importancia biológica que representa la presencia de estas especies, aun existe desconocimiento sobre el estado de conservación y sobre las relaciones ecológicas de dichas poblaciones.

Entre los factores que inciden negativamente en las especies de fauna residente de las islas, la presencia de fauna exótica es el factor más grave (Island Conservation & Ecology Group 1997). En este contexto, durante 1997 el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR) desarrolló un diagnóstico de las islas del Golfo de California adyacentes a Baja California Sur, con el fin de determinar la presencia de fauna exótica y priorizar las islas en las cuales fuera necesario realizar la erradicación inmediata. En 1998, con el apoyo de la Comisión Nacional para el Aprovechamiento de la Biodiversidad (CONABIO), se inició la erradicación de las especies de fauna introducida a Isla Coronados. Como resultado inmediato a la erradicación de gatos, en 1999 se presentó una recuperación en las poblaciones de pequeños mamíferos, la cual se mantuvo durante el año 2000. Sin embargo, en el año 2001, la población

disminuyó a niveles semejantes a los encontrados previos al programa de erradicación, surgiendo así la interrogante de sí las variaciones poblacionales fueron debidas a causas intrínsecas de la población, o si estas variaciones pudiesen ser debidas a las condiciones particulares de la isla o a la variabilidad ambiental.

Lo anterior plantea un serio cuestionamiento a la idea que se ha tenido, referente a que las poblaciones de roedores se incrementan hasta alcanzar un estado en equilibrio, con la erradicación de un depredador exótico. Si el registro de datos de roedores en isla Coronados hubiese terminado un año después de la erradicación, se podría haber llegado a pensar que ésta benefició a los roedores, por el incremento que se presentó en sus poblaciones, lo cual es similar a lo observado en otras islas del mundo donde se han realizado erradicaciones de gatos, concluyendo que las especies residentes se recuperan (Keitt *et, al*. 2003). Sin embargo para roedores, no existen trabajos desarrollados en periodos prolongados, posteriores a la erradicación (Island Conservation & Ecology Group 1997, Ebenhard, 1988), por lo que las conclusiones atribuidas a sus cambios poblacionales, pueden ser engañosas.

En este contexto, los roedores endémicos, por habitar ecosistemas frágiles, aislados y de tamaño relativamente pequeño como lo son las islas, se encuentran en riesgo; aunado a lo anterior, sus poblaciones son pequeñas y extremadamente susceptibles a la variabilidad estocástica, lo cual puede provocar la extinción de estas especies en un período de tiempo corto.

Así, el desconocimiento del estado de conservación y de las relaciones ecológicas de las especies endémicas de islas y sus riesgos de extinción, hacen necesario la implementación de estudios ecológicos que permitan un mejor entendimiento de los mecanismos que regulan sus poblaciones, así como sus variaciones poblacionales naturales, y las inducidas por el hombre.

Estos estudios aportarían resultados que permitirán un mejor manejo de las áreas naturales y por consecuencia, un mejoramiento en las condiciones de su conservación.

En este sentido, el presente trabajo se centró en el estudio de los mecanismos que regulan las poblaciones de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados, Golfo de California, para lo cual se contempló el análisis de una población en condiciones naturales, así como el estudio de otras poblaciones sometidas a diferentes tipos de tratamientos.

Las hipótesis en las cuales el estudio estuvo basado son:

HIPOTESIS

Hipótesis 1: La disponibilidad de alimento es un factor que puede limitar o favorecer el crecimiento de las poblaciones, por lo que, un incremento en éste, a través de suplemento alimenticio, propiciará cambios en el patrón reproductivo de los roedores de Isla Coronados y por lo tanto una repercusión en la densidad de los roedores presentes.

Hipótesis 2: El modelado de los parámetros demográficos y estocásticos ambientales, así como la actividad humana, indican que las poblaciones de *Chaetodipus* en islas tienen un alto riesgo de extinción, y si no son tomadas acciones de manejo, es probable un deterioro dramático en sus poblaciones.

Objetivo general

Identificar los factores que están regulando las dinámicas poblacionales de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados modelando la viabilidad de estas en el tiempo, como herramienta para la toma de decisiones en pro de la conservación de estos roedores.

Objetivos específicos.

Identificar los factores intrínsecos e extrínsecos que se encuentran regulando las poblaciones de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados.

Determinar la dinámica poblacional de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados.

Determinar el efecto de la vegetación y factores climáticos en las poblaciones de *Chaetodipus spinatus pullus* en isla Coronados.

Determinar la viabilidad de las poblaciones de *Chaetodipus spinatus pullus* en a través de modelaje, utilizando el Programa Vortex.

MARCO DE REFERENCIA.

Descripción del área de estudio.

El presente trabajo se realizó en Isla Coronados (Figura 1), la cual se localiza a los 26° 06' de latitud Norte y 115° 17' de longitud Oeste, a 11 km. al noroeste de Isla del Carmen y a 3.5 km de Loreto (Secretaria de Gobernación 1981 y Secretaria de Marina, 1987) y 2.6 km de la península (Carreño y Helenes, 2002), la cual está formada por un gran cono volcánico que alcanza 283 metros sobre el nivel del mar. Tiene tres kilómetros de largo por 2.5 de ancho y un área de 8.5 km^2. Sus costas son abruptas y acantiladas, con excepción de una playa que se extiende casi kilómetro y medio en su lado sureste, No existen fuentes de agua dulce. (Secretaria de Gobernación-UNAM, 1988 y SEP, 1982).

Flora

La isla se caracteriza por presentar en mayor extensión laderas rocosas, con poca formación de suelo, la vegetación presente se denomina matorral xerófilo, constituido por plantas de tallos carnosos como *Burseraceas*, *Euphorbiaceas* y *Cactáceas.* En las laderas altas se presentan pequeños cañones en los que crecen especies de tipo arbóreo, como el palo blanco (*Lysiloma candida*), ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*), plantas trepadoras como (*Echinopepon peninsularis*) y tronadora (*Cardiospermum corindum*). En las mesetas, las especies arbustivas son las dominantes, entre las que se observa a: *Fouquiera diguetii*, *Caliandra eriophylla*, *Atamisquea emarginata*, *Schaefferia shrevei, Hibiscus denudatus*, entre otras.El estrato herbáceo es representado mas comúnmente por *Eriogonum* sp., *Amaranthus palmeri*, *Perytiles* sp., *Aliona incarta* , etc. En las zonas costeras se

encuentra frecuentemente mangle dulce (*Maytenus phyllantoides*), *Salicornia biguelovii* y *Jaumea* sp.

Fisionómicamente, Isla Coronados se subdivide en seis diferentes tipos de hábitats: 1) Áreas costeras, donde se incluyen playas y dunas con vegetación establecida; 2) Planicies halófilas; 3) Planicies de matorral xerófilo; 4) Cañadas; 5) Pendientes y laderas rocosas, y 6) Pendientes con laderas pedregosas.

Figura 1. Vista aérea de Isla Coronados

Fauna.

La fauna reptiliana está constituida por cuatro especies de serpientes y doce de lagartijas (Grismer 2002; Venegas-Barrera *et al.* 2006), de la fauna reptiliana presente en la isla, 4 son endémicos y 9 están incluidos en la Norma Oficial Mexicana (2002).

Existen tres especies de roedores endémicos siendo esta su localidad tipo: el ratón *Peromyscus pseudocrinitus* la rata *Neotoma bunkeri* y el ratón de abazones *Chaetodipus spinatus pullus* Alvarez-Castañeda *et al.* (1999) López-

Forment (1996), la sobrevivencia de sus poblaciones se vio altamente afectada debido a la presencia de gatos ferales, los cuales fueron erradicados en 1998 – 1999. se logro erradicar (Arnaud, 2000), Esta isla no esta habitada, se encuentran campamentos pesqueros temporales establecidos en sus costas y es visitada por turistas nacionales y extranjeros.

Además del gato doméstico, entre 1993-1995, hubo cabras en la isla, pero fueron cazadas por pescadores.

Clima

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1980), el clima de la isla corresponde al Bw (h'') hW (e), que se interpreta como clima muy seco cálido y extremoso. La precipitación ocurre en dos periodos, el mayor volumen durante el verano y la otra durante el invierno, con un promedio de precipitación total del mes más lluvioso (septiembre) de 59.9 mm y el mes mas seco (abril – mayo) 0.2 mm. Sin embargo en base al patrón anual de lluvia para todo el estado de Baja California Sur, se han definido tres épocas: secas (marzo a junio), época de lluvias de verano a otoño (julio a octubre) y época de lluvias en invierno – primavera (noviembre a febrero del año siguiente conocidas como equipatas") (Salinas 1990). La precipitación anual es de 185 mm y la temperatura media anual es de 25.8°C.

En la isla no existe una estación climática por lo que los datos disponibles corresponden a los recabados de la estación meteorológica de la ciudad de Loreto B.C.S., y por sensores de temperatura, humedad relativa y precipitación, colocados en la isla.

MARCO TEÓRICO

DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE.

Chaetodipus spinatus pullus (Burt 1932) “Ratón Espinoso”

Es un Ratón pequeño, con orejas cortas; la cola es larga, con pelos en la parte terminal que toman forma de una pequeña brocha. El pelaje es áspero. En las ancas y en la base de la cola tiene largos pelos táctiles que parecen espinas. Sus patas delanteras son cortas y las traseras son largas, lo que le permite brincar con mucha facilidad (Burt *et al.,*1976).

Las medidas descritas para el género son: Longitud total: 164-225mm; cola: 89-128mm; oreja: 5-7mm; peso: 12.8-19.9 gr. (Hall *et al*., 1959), (Huey 1964) y (Alvarez-Castañeda 1999). La coloración en la región dorsal es de color parduzco amarillento; en la mitad de la espalda es más oscuro, la región ventral es blanca y la cola es bicolor.

Vive en terrenos áridos, provistos de abundantes arbustos, excava sus madrigueras en el suelo, debajo de los arbustos o entre las piedras. Se alimenta de semillas de varias especies de plantas, especialmente gramíneas, estas semillas son llevadas hasta su madriguera dentro de los abazones, pequeñas bolsas que tiene el animal a ambos lados de la boca. Se conoce que este género se reproduce entre abril y julio con al menos dos camadas por año, usualmente con dos o tres crías, raramente más de cinco (Jameson *et al.,*1988).

De acuerdo a la Norma oficial mexicana 2002, se ubica a esta especie dentro de la categoría de amenazada.

Figura 2 *Chaetodipus spinatus pullus* de Isla Coronados.

ANTECEDENTES HISTÓRICOS

Las poblaciones de roedores que se encuentran en islas, muestran diferencias sistemáticas en demografía, reproducción, desarrollo y morfología en comparación con las poblaciones del continente, estas diferencias incluyen densidades altas y más estables, mejor supervivencia, incremento en la masa del cuerpo, tazas reproductivas más elevadas y mayor dispersión. Adler et al. (1994).

Entre los artículos que tratan sobre la dinámica poblacional de roedores en islas están los de:

Redfield, J.A. (1976) quien hace mención de la distribución, abundancia y variación genética de *Peromyscus maniculatus* en islas del Golfo de California; el de Lawlor (1971) el cual trata sobre la evolución del *género P. maniculatus* en islas del norte del Golfo de California; Cramer *et al*., (1992), Krohne (1997), Millar (1984), Myton (1974), Tobin (1992), Twons (1991), Woloszyn (1980) y el de Smith *et al.,*(1985), el cual trata de diferentes métodos para la estimación de densidades de las poblaciones de pequeños mamíferos.

Así mismo podemos considerar trabajos que analizan el riesgo de extinción en especies que se encuentran declinando como los de Purvis *et al*. (2000), Holmes. (2001), y Shaffer *et al*. (1985).

Algunos trabajos experimentales con roedores y el efecto de la exclusión de depredadores en la abundancia de los pequeños mamíferos como los de: Bock *et al.* (1994), Woodman *et al*. (1996), Boonstra *et al*. (1992), Lima *et al*., (2002) sobre la interacción del clima con la depredación y la densidad, el de Longland. (1991). sobre si el riesgo de depredación puede explicar el uso del micro hábitat en heterómidos.

Los estudios sobre aspectos climatológicos en las dinámicas poblaciones de roedores tienen una importancia relevante entre los cuales se pueden mencionar: el de Baumgartner *et al*. (1985) sobre la variación climática a gran escala del golfo de California.

Existen múltiples trabajos sobre las dinámicas de poblaciones en relación con los efectos climáticos y la disponibilidad de alimento como son los de: Drozdz, (1967) sobre alimentación suplementaria en roedores su digestibilidad y preferencia, el de Banks *et al*. (2000) sobre el efecto del aporte alimenticio durante el invierno en la reproducción, masa del cuerpo, y la densidad realizado en Australia, el trabajo de Khoklova et al. (2000) el cual se realizó sobre los cambios en la masa del cuerpo de los roedores en relación a los cambios ambientales, los de Bergallo *et al*. (1999, 2002 y 2004) realizados con dos especies de roedores brasileños y la respuesta de los mismos a la presencia de las lluvias y la disponibilidad de alimento, Lima et *al*. (1999, y 2002 b) sobre el efecto del clima en la dinámica poblacional de los roedores, el de Davidson *et al*. (2001) sobre la dependencia de la densidad y el esfuerzo de forrajeo de *Peromyscus maniculatus*, el trabajo de Stapp *et al*. (2003) sobre la influencia del clima con la densidad de población de los roedores insulares realizado en el Golfo de California México.

El trabajo de Ruscoe *et al*. (2004) sobre el incremento de la población en respuesta a la caída de semillas, el de Adler (1998). Realizado sobre el impacto en las poblaciones de la abundancia de recursos en bosques tropicales, el de Predavec (2000) sobre la limitación de alimento y la experimentación utilizando alimento suplementario, el de Duquette *et al*. (1995) realizando un experimento

aportando alimento y observando los efectos del mismo en los aspectos reproductivos de *Peromyscus mexicanus*

Así como múltiples trabajos sobre las dinámicas poblacionales en roedores como los de: Getz *et al*. (2001), Triggs (1991), Fryxell *et al*. (1998), Skupski (1995). todos ellos realizados durante periodos largos de tiempo lo que permite tener una visión mas profunda de las respuestas poblaciones a través de los años.

Trabajos realizados en roedores sobre aspectos genéticos como son los de Lee *et al*. (1996) sobre el proceso de especiación en *Chaetodipus penicillatus*, el de Hogan *et al*. (1997), Store. (1999). sobre las consecuencias genéticas en la estructura social de los mamiferos. Los de Spencer *et al*. (2000)., Oli *et al*. (2001), el de Metcalf *et a*l. (2001), y Carleton et al. (2005).

Asimismo también están los artículos que relacionan a las poblaciones de roedores y la influencia de las especies introducidas sobre ellas, entre estos se pueden mencionar los de Miller *et al*.,(1995), el de Adler *et al.,*(1994) el de Triggs (1991) el de Kirkland (1990), el de Chapuis *et al*.,(1994), el de Hobson *et al*.,(1999). Alvarez-Castañeda (1997).

Ademas de trabajos realizados tanto en el continente como en la península de Baja California Sur como el de González-Romero (1995), Santillan (2000), Trujano (2000) y Vázquez (1999).

Por lo que se refiere a los trabajos realizados en México, se cuenta con trabajos de descripción de las islas del Golfo de California como los de Case (1983), Cody (1983), Lawlor (1983), el de la Secretaría de Pesca (1982), los de la Secretaría de Gobernación (1981, 1988 y 1991), el de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1986, Gobierno del Estado de Baja California Sur (1994),

Alvarez -Castañeda (1996). Case et al. (2002). La presencia de las especies introducidas en los ecosistemas insulares mexicanos y el impacto que estas provocan sobre la especies residentes y sobre todo sobre las especies endémicas es reportado en trabajos como el de Orozco y Vázquez (1993), el de la Secretaría de Gobernación (1991), el de Rodríguez y Drummon (1995), el de Romeu (1995); el de Arnaud *et al*.,(1990), el de Arnaud *et al*., (1994), donde se resalta las implicaciones sobre la presencia del gato en la isla así como posibles alternativas para su erradicación.

A estos trabajos se añaden los Jehl *et al*.,(1983), el de Arnaud *et al*.,(1993), sobre la depredación que sufren los reptiles a causa de los gatos; y el de Rodríguez *et al*., (1991), sobre el daño que causan los gatos sobre la avifauna; el de Baptista *et al*., (1996), todos estos trabajos realizados en Isla Socorro.

Asimismo, existen trabajos sobre las poblaciones de pequeños mamíferos que son depredados por los gatos en las Islas del Golfo de California, entre estos trabajos están los de Meilink (1991), Arnaud y Troyo (1995), Alvarez-Castañeda y Cortez-Calva (1996), Alvarez-Castañeda y Cortes-Calva (1996b); Alvarez-Castañeda (1997), Arnaud (1998); entre los trabajos que marcan la necesidad de conservar las islas del Golfo de California están los de Rodríguez-Moreno y Arnaud (1999 y 2000); el trabajo de Island Conservation and Ecology Group (1997-1998), el cual menciona los éxitos logrados en los programas de restauración realizados en islas de California.

Finalmente, entre los trabajos realizados en Isla Coronado se encuentran los de Smith *et al*.,(1993), en el cual se resaltan las posibles causas de la extinción de *Neotoma bunkeri* además de las bajas densidades de población de

Peromyscus pseudocrinitus y de *Chaetodipus spinatus pullus* en la isla; el de Arnaud y Troyo (1995) y el de Unidad de Estudios Ambientales U.A.B.C.S. (1996) sobre las bajas densidades poblacionales de *Peromyscus pseudocrinitus* y de la presión ejercida sobre las poblaciones locales a cargo del gato doméstico introducido; el de Alvarez-Castañeda (1998), en el cual se mencionan las características, ecología y distribución de *Peromyscus pseudocrinitus* en la isla así como la problemática en la que se encuentra dicha especie.

A estos trabajos se añaden los de Arnaud (1998 y 2000) en el cual se resalta la necesidad de implementar un programa de erradicación de las especies exóticas presentes en la isla y finalmente el de Arnaud y Rodriguez-Moreno (1999), el cual menciona parte de los resultados de la remoción de los gatos y su implicación biológica en las poblaciones nativas de Isla Coronados.

En un contexto general existen trabajos sobre la problemática causada por la introducción de gatos a los ecosistemas insulares; más sin embargo, en México han sido estudios aislados. Para Isla Coronados son muy pocos los trabajos que se han realizado acerca de las dinámicas de las poblaciones de los roedores presentes en la isla.

METODOLOGIA

Se realizó el análisis de una población en condiciones naturales, así como el estudio de otras poblaciones sometidas a diferentes tipos de tratamientos.

I. Para el primer caso, el seguimiento de la población se realizo mediante la medición de parámetros poblacionales convencionales (densidad, proporción de sexos, estructura de edades, reproducción, etc.) en áreas naturales sin perturbación, considerando además aspectos intrínsecos de la población como la variabilidad genética, la respuesta inmune y la condición física (la existencia de parásitos sanguíneos y ectoparásitos). Se realizarán también estudios del hábitat (vegetación y disponibilidad de alimento, entre otros factores), además se obtuvo información de parámetros climáticos y de factores estocásticos. La comparación de resultados de estos estudios permitió tener un conocimiento sobre las variaciones poblacionales y sus causas para esta especie de roedor. Dichos datos sirvieron para alimentar el modelo de Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA) mediante los cuales se predijo la situación de esta especie en un futuro.

II. En lo que se refiere a las poblaciones sujetas a manipulación, se provoco la inducción de cambios a corto plazo, en la reproducción y proporción de sexos a través de cambios positivos, mediante el aporte de un suplemento alimenticio.

A través del análisis de los resultados de las manipulaciones, confrontados con los estudios realizados en las áreas naturales sin perturbación, permitió un mejor entendimiento de los mecanismos que están regulando a las poblaciones de roedores presentes en estas islas, lo cual servio a su vez, para el modelaje de la

viabilidad de estas poblaciones en el tiempo, como herramienta para la toma de decisiones en pro de la conservación de estos roedores.

El presente trabajo fue realizado en ocho áreas localizadas en isla Coronados (seis áreas cercadas y dos abiertas). Todas las áreas se encuentran localizadas en una planicie de matorral xerófilo y siete de ellas tienen una extensión de media hectárea cada una, mientras que el área en estado natural y sin ningún tipo de manipulación tiene una extensión de una hectárea.

1.0.- Áreas de manipulación: Seis zonas con una extensión de media hectárea fueron habilitadas como zonas de exclusión, para lo cual fueron cercadas con malla galvanizada con criba de 2x2, colocada a una profundidad de 30cm y a una altura de 70cm. Las áreas de manipulación se ubicaron en una planicie de matorral xerófito, al oeste de la isla. Cada una de estas áreas estuvieron contiguas una de otras, solo separadas por la malla. Para la selección de estás áreas se previo que formaran parte de un hábitat representativo de la isla y que estuviera presente solamente *Chaetodipus spinatus pullus*.

En tres de las zonas cercadas fueron instaladas un total de 54 estaciones alimenticias (comederos) donde se colocó el alimento balanceado (Harland Teklad Laboratory Mouse Breeder Diet S-2335) que les fue suministrado a los roedores presentes en la zona.

Las tres zonas cercadas restantes sirvieron de control, ya que a pesar de tener el efecto del cercado no contaron con el aporte alimenticio.

Dos áreas tuvieron la función de ser sitios control; la primera de ellas con una extensión de media hectárea, sin cercado pero con aporte alimenticio, con 18 estaciones alimenticias. La segunda área control fue un cuadrante con una

extensión de 1 hectárea (área 8) en condiciones naturales, sin cercado y sin aporte alimenticio suplementario. Este sitio se tiene monitoreado desde el año de 1998.

El diseño experimental se puede observar en la figura 3.

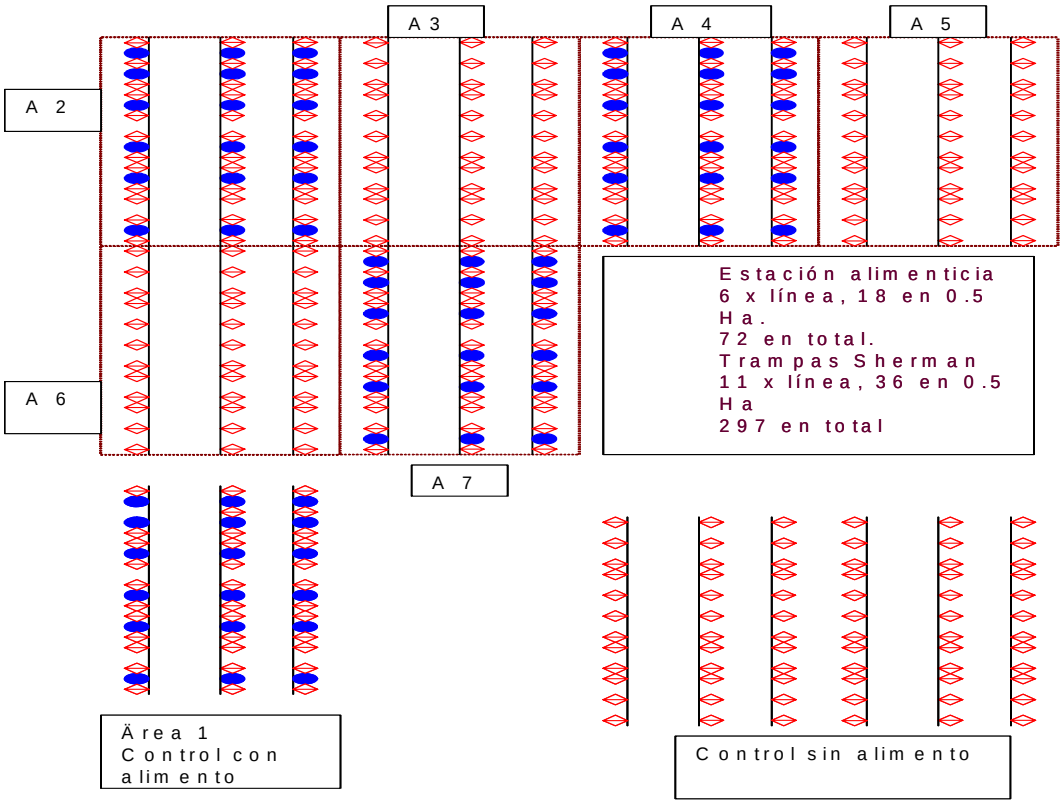


Figura 3. Esquema del Diseño experimental donde, cada ovoide representa una trampa y cada ovoide azul, una estación alimenticia

2.0 Análisis del Hábitat.

2.1 Vegetación.

Se calculó en las áreas de manipulación, el índice de valor de importancia, el cual es la suma de la frecuencia relativa, la densidad relativa y el área basal relativa de cada especie en cada muestra, estimada por muestreos de pares al azar el valor obtenido revela la valor lo que revela es la importancia ecológica relativa de cada especie en cada muestra, mejor que cualquiera de sus componentes Mateucci et

al. 1982). Este valor se determinó en las ocho zonas a través de transectos de 5 metros de ancho por 200 metros de largo, para una superficie total de 1000 metros cuadrados por transecto.

Los atributos de la vegetación que se midieron fueron: altura y cobertura.

Para él calculo del índice de valor de importancia de los diferentes sitios se obtuvieron valores de acuerdo con la modificación del índice de Dye and Walker's (1980) en Aguirre *et al*., 1984 y se define como:

Indice de importancia = $\sum$ (Hi * Ai) / Area de muestreo

Donde:

Hi = Altura promedio de los individuos.

Ai = Cobertura promedio de los individuos

Area de muestreo = 1000m²

Se determinó el porcentaje de cobertura total o basal de la vegetación herbácea, mediante un transecto lineal o línea de Candfield, la cual tuvo una longitud de 200 metros. La cobertura de las diferentes especies se midió mediante una cinta métrica; todos los cálculos estadísticos para la determinación de los porcentajes de cobertura así como para los valores de importancia, fueron realizados mediante el programa de calculo Excel 2000.

2.2 Fenología.

Se registró la fenología de la vegetación existente en los cuatro sitios, para conocer el calendario de floración y fructificación, a través de recorridos por los sitios de muestreo, donde se registró la presencia de flores y frutos en las

especies presentes en las zonas de muestreo, tanto de la vegetación herbácea como perenne.

2.3 Suelos.

Se realizaron análisis de suelo de cada una de las áreas de muestreo: para determinar que pudiese existir diferencias entre las áreas, que pudiese afectar la densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* como de *Peromyscus pseudocrinitus*.

Los análisis realizados fueron: Textura por el método de Bouyocus y por el método de Tamiz y Pipeta. Y Análisis de Conductividad eléctrica.

3.0 Parámetros ambientales

Para los registros de la temperatura ambiental, humedad relativa y precipitación, fueron colocados sensores marca HOBO en la isla, con lo cual se tuvieron registros de estos parámetros desde 1998 hasta el 2005.

Para el registro de eventos estocásticos históricos como sequías o la presencia de huracanes en la zona se recurrió al análisis de los registros de la estación climática de la ciudad de Loreto.

4.0 Trampeo

Para el trampeo de roedores se utilizaron trampas tipo Sherman plegables de aluminio, de dimensiones 75 x 90 x 230 mm, cubriendo una superficie total de 50,000 m^2; los muestreos se realizaron durante 3 días consecutivos cada tres meses.

El número de trampas utilizadas fue el siguiente: En una extensión de 1 ha se colocaron 6 líneas de 11 trampas cada una, con una separación de 10 metros entre ellas y 20 metros entre líneas, con un total de 66 trampas.

Las trampas fueron cebadas con hojuelas de avena al atardecer y revisadas a la mañana siguiente, durante 3 días consecutivos.

A los animales capturados se les registró: especie, número de trampa en la que fue capturado, sexo, peso, edad (juvenil, adulto), condición reproductiva, así estado general del individuo, posteriormente se utilizo la ectomización de falanges siguiendo códigos establecidos; finalmente cada animal fue liberado en el mismo lugar en el que fue capturado. En el anexo 1 se puede observar el formato utilizado para el registro de datos.

5.0 Parámetros poblacionales.

5.1. Densidad.

Para estimar la densidad se utilizó el Método de Peterson de captura y recaptura, el cual consiste en contar el número de organismos capturados en cada muestreo, adicionando a estos los que se recapturaron pero que no aparecieron en periodos anteriores. (W.W.F. 1980), (White, *et al.,* 1982) y (Anderson 1983).

Método de Captura - Recaptura

N= M (n) / m

Donde:

N= Tamaño poblacional

M= Numero de individuos marcados en un tiempo.

n= Numero de individuos marcados en el segundo tiempo.

m= Numero de recapturados en ese momento.

Bailey (1952) estima el error estándar (Ñ):

$$\tilde{N} = M(n)\,(n - m) \,/\, m$$

Los valores obtenidos de densidad de las poblaciones de roedores en cada uno de los sitios se compararon con su sitio control. Utilizando X^2 y análisis de varianza.

5.2 Estructura de edades y proporción de sexos

La estructura de edad y proporción de sexos de las poblaciones de roedores se determinó: 1) A partir de los cohortes (animales que nacieron en un mismo ciclo) y 2) A partir de las frecuencias de los rangos de peso de todos los individuos por especie.

Las categorías de edad y los sexos se determinaron mediante las características reproductivas externas de los individuos capturados, considerando activos a los machos si presentaron testículos escrotados, y para las hembras, los individuos activos fueron aquellos que presentaron vulva dilatada y tetillas notorias para las hembras se considero además información adicional como peso y tamaño del cuerpo.

5.3 Desplazamiento de los individuos

Los rangos de movilidad se consideraron de la medición de las distancias de desplazamiento de los individuos, en los sitios de muestreos, tomando en cuenta la línea y la trampa en la que fueron capturados por primera vez y considerando esta como distancia “0” o punto de origen, posteriormente se tomaron las subsecuentes capturas de los organismos tomando la distancia a la que fueron recapturados de su línea y trampa original.

6.0 Suplemento alimenticio.

Con la finalidad de evaluar el efecto del aporte alimenticio sobre los parámetros poblacionales, se colocaron un total de 18 estaciones alimenticias en cada una de las áreas de manipulación de isla Coronados, para un total de 72 estaciones alimenticias colocadas en 4 sitios experimentales distintos, las estaciones alimenticias (comederos) fueron hechas con tubos de PVC de 5 cm de ancho por 15 cm de largo, en ellas fue colocado el alimento balanceado, los resultados sobre densidad en el área con suplemento alimenticio fueron contrastados con los resultados en las áreas control (El diseño de los comederos y su colocación se puede ver en el anexo 2).

7.0 Modelado de la viabilidad de la población.

Se utilizo el modelo de Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA) mediante el programa de computo “Vortex” (A Stochastic Simulation of Extinction Process versión 8), lo que permitió predecir la situación de esta especie en un futuro.

Para realizar simulaciones de viabilidad de poblaciones se utilizan los modelos GAPS, INMAT, RAMAS, Y VORTEX, los cuales han sido probados con diferentes especies (Brook et al. 1999, Hosack 1997, Coulson et al. 2001, Fagan et al. 2006). En todos los casos los resultados encontrados fueron equivalentes, VORTEX provee resultados de alta confiabilidad y considera opciones en el registro de los datos que otros modelos no, además de que existe una familiaridad con VORTEX y con los facilitadores de los PHVA, es que se eligió utilizar VORTEX para las

simulaciones de viabilidad de población de *Chaetodipus spinatus pullus* en este trabajo, en su versión 9.4 (Lacy et al. 2003).

Se realizaron simulaciones del desarrollo de la población de *Chaetodipus spinatus pullus* para proyectar y comparar diferentes escenarios, y tratar de predecir el futuro cercano de esta población y su riesgo de extinción.

VORTEX permite evaluar el efecto de la disponibilidad de hábitat (cambiando la capacidad de carga), desarrolla cada una de sus simulaciones, tomando como base cada organismo en forma individual, pues crea una representación en la memoria y la sigue a través de cada año de su vida, considerando sexo, edad y parentesco. Este programa asume que todas las hembras presentan la misma fecundidad después de que ya son maduras sexualmente.

Respecto de la capacidad de carga se consideraron los trabajos de Bock *et al.* (1994), Woodman *et al*. (1996), Boonstra *et al*. (1992), Lima *et al*., (2002) Longland. (1991). Los cuales mencionan que la capacidad de carga en el caso de pequeños mamíferos fluctúa de forma cíclica, estacional y anual, siendo la limitante principal el alimento, aunque también se ven determinadas por los factores climáticos como la precipitación como lo discuten los trabajos de: Drozdz, (1967), Baumgartner *et al*. (1985), Banks *et al*. (2000), Khoklova et al. (2000), Bergallo *et al*. (1999, 2002 y 2004).

A partir de estas conclusiones en el presente trabajo se considero un enfoque para una población silvestre de *Chaetodipus spinatus pullus*, para lo cual se hicieron simulaciones con diferentes niveles.

La información de los parámetros que se usaron para la modelación tuvo dos fuentes:

1.- Información bibliografica general para el género y la especie (Hall *et al*., 1959, Burt *et al.*1976, Huey 1964, Álvarez-Castañeda 1999, Jameson *et al.,*1988)

2. La recabada en el campo, directamente en la isla Coronados, durante 8 años de monitoreo de las poblaciones mediante lo cual se generaron tablas de vida con los datos generados que incluyen los siguientes registros: capturas totales, numero de machos y hembras, porcentaje de machos y hembras activas, proporción de sexos, número de organismos nuevos y el porcentaje de reclutamiento que representan, la densidad encontrada, la supervivencia, la mortalidad y el peso para los dos sexos y sus categorías de edad (Anexo 3)

De manera inicial, se generaron simulaciones para establecer las líneas básicas para determinar el número de interaciones (100, 500 o 1,000) y para fijar el periodo de tiempo a proyectar (50 o 100 años). La “línea básica” se refiere al conjunto de parámetros del que se parte cada simulación y en el que se van cambiando algunos valores para las subsecuentes simulaciones (Milller y Lacy 1999).

La línea Básica y sus variaciones se puede observar en la tabla 1 y los factores considerados fueron:

Sistema Reproductivo: Poligamia.

Chaetodipus spinatus pullus es una subespecie polígama; los machos defienden un territorio y controlan un grupo de hembras (Jones 1993).

Edad reproductiva de las hembras: VORTEX considera esta, como aquella en la que se tiene el primer parto, es decir no solo se considera el tiempo en que se

inicia la fertilidad. En forma fuera de la normalidad las hembras se pueden preñar a temprana o a edad tardía. Pero se considera que la edad mas usual para considerarlas reproductivas es al primer año.

Edad reproductiva de los machos: Los machos juveniles a pesar de considerarse fértiles por condiciones poblacionales son excluidos por los machos adultos, se considera que la edad mas usual para considerarlos reproductivas es al primer año.

Máxima edad reproductiva: A pesar de que se sabe que la longevidad es de 5 años en el presente estudio se han recapturado organismos registrados en 1998, sin embargo la máxima edad reproductiva se fijo en 5 años. VORTEX asume que una vez iniciada la reproducción esta se mantiene hasta la senectud.

Tamaño de la Camada: Tres individuos. Si bien en la bibliografía se mencionan camadas de 5 individuos, se capturaron hembras con solamente tres crías, asumiendo que la proporción de sexos era de 50%.

Proporción de las hembras reproductivas: Se asumió que como en otras especies de heterómidos, las hembras son reproductivas todos los años.

Mortalidad: VORTEX solicita las tasas de mortalidad específica por sexo y edad. A pesar de las pocas evidencias al respecto para la subespecie se considera que la mayor mortalidad ocurre entre las crías siendo la principal causa la depredación.

Catástrofes: Dado que la sequía es el principal fenómeno que incide en la isla, ésta se consideró cuando la precipitación no excedió de los 20 cm. Su presencia fue obtenida de acuerdo al análisis de datos climáticos de la estación climática más cercana, con registros de 1938 al 2005.

Proporción de machos reproductivos: Se fijo en 40% y se evaluó con variaciones a 30% y 50%.

Tamaño inicial de la Población: Se asume que hay una sola población con los datos de 1998 a 2005 y la experiencia en el campo, podemos mencionar que la población en la isla se encuentra aislada y pude ser considerada como una sola población, en la línea básica se fijo el tamaño inicial en poblacional en 5,000 organismos. En base a la densidad promedio encontrada en el hábitat de matorral xerófito y extrapolado al área optima de distribución en la isla.

Capacidad de Carga: Considerando la información recabada en el campo desde 1998 a 2005, respecto de la densidad y con el registro histórico existente para la especie se determino la capacidad de carga considerando el doble del registro máximo de densidad extrapolado por el área optima de distribución en la isla; La capacidad de carga se fijo en 10,000 animales inicialmente y se evaluó su variación.

Consanguinidad: Dado que se carece de la información particular para la subespecie, se uso el valor que VORTEX tiene por omisión del dato: 3.14

Hay que considerar que esta población á estado aislada genéticamente por lo menos desde el ultimo periodo glaciar a la fecha.

Tiempo: Dado que estos organismos se consideran como organismos de ciclo de vida rápido, no es practico considerar la primera ni la máxima edad reproductiva en un calendario de años o doce meses. En un modelo para roedores ya desarrollado en VORTEX se considero una equivalencia de un año Vortex igual a 4 semanas ya que los roedores se considera que la madurez sexual es a los tres “años” es decir 84 días por lo que se considero dicha conversión para la

reproducción, supervivencia, catástrofes y numero de años que corre el modelo, ya que la equivalencia será: 10 años VORTEX = 130 años roedores (Traylor-Holzer 2005 Com. Pers.).

ISLA CORONADOS		Mínimo	Máximo
No. de Interaciones	500		2000
No. de años	100		
Extinción	1 sexo		
Número de poblaciones	1		
Consanguinidad	Sin		
Sistema Reproductivo	Polígamo		
Edad de la 1ra rep. Hembras	1		
Edad de la 1ra rep. Machos	1		
Máxima edad Reproductiva	5		
Máximo Numero de progenie/año	3		
Rango de sexos de nac. En % Machos	50		
Rangos reproductivos			
% de Hembras adultas rep.	19	14	48
EV en reproducción	90	10	50
Rangos de Mortalidad Hembras			
Mortalidad edad 0 a 1	40	30	60
SD de mortalidad edad 0 a 1 EV	10		50
Mortalidad anual después edad 1	35	25	60
SD de mortalidad después edad 1 EV	10		50
Rangos de Mortalidad Machos			
Mortalidad edad 0 a 1	45	35	70
SD de mortalidad edad 0 a 1 EV	10		50
Mortalidad anual después edad 1	40	25	60
SD de mortalidad después edad 1 EV	10		50
Catástrofes	sequía		

Efecto	global		
Frecuencia	50	12	16
Reproducción	.50	.25	.75
Supervivencia	0.25		.75
% de machos que rep. En el pool	54		
% de machos exitosos que prod. crías	21.2		
Media	1.3		
Tamaño de población	5000	2500	3000
Capacidad de carga	11000	10000	

Tabla 1.De los principales parámetros de la población silvestre original de *Chaetodipus spinatus pullus* de isla Coronados para la línea básica (L.B.) y su variación en el modelo VORTEX.

CAPITULO II

COMPONENTE DE VEGETACION

VEGETACION PRESENTE EN LOS SITIOS DE MUESTREO

VALOR DE IMPORTANCIA DE LA VEGETACION

FENOLOGIA DE LA VEGETACION

COMPONENTE DE SUELOS

PARAMETROS AMBIENTALES

CAPITULO II

COMPONENTE DE VEGETACION, SUELOS Y CLIMA.

Componente de vegetación

Vegetación Presente en los sitios de muestreo

Fueron encontradas un total de 13 especies pertenecientes a 11 familias, de las cuales la de mayor valor de importancia fue *Fouquieria diguetii.* Esta especie obtuvo un valor de importancia mas alto debido a que presenta una gran cobertura en el área de estudio, a pesar de que el número de individuos presentes es menor que el de otras especies. *Bursera microphylla* con un total de 20 individuos fue la segunda especie que obtuvo los valores más altos de importancia (Tabla 2).

La tercera especie en el orden de importancia fue *Jatropha cuneata,* la cual presentó el mayor número de individuos en esta área (168 individuos), a pesar de ser la más abundante, su cobertura es menor que las otras dos especies. Estas tres especies fueron las más representativas en cada uno de los 8 sitios de muestreo que se localizan en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo. Entre otras especies que se presentaron pero con valores de importancia reducidos fueron: *Cardiospermum corindum, Schaefferia cuneifolia, Simmondsia chinensis, Calliandra californica, Colubrina glabra, Krameria grayi, Desmanthus fruticosus, Maytenus phyllantoides* y *Opuntia cholla. L*a especie que presentó el menor valor de importancia fue *Haplopappus sonorensis*, de la cual solo se encontró un individuo.

Tabla 2. Valor de importancia de la vegetación presente en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo.

Especie	Familia	Nombre común	Altura prom.	Desv std.	Cobert. prom.	Desv. Cobert.	#ind	Valor de Importancia.
Fouquieria diguetii	*Fouquieriacea*	Palo adán	158.62	89.06	69953.12	61761.45	40	4.44E+08
Bursera microphylla	*Burseraceae*	Torote	126.75	50.05	50133.06	46580.09	20	1.27E+08
Jatropha cuneata	*Euphorbiaceae*	Matacora	63.69	44.27	7098.36	10061.09	168	75959562
Cardiospermum corindum	*Sapindaceae*	Algodón	94.62	24.90	15908.71	10014.25	27	40646763
Schaefferia cuneifolia	*Celastraceae*		75.20	28.77	11826.81	8789.93	24	21347401
Simmondsia chinensis	*Buxaceae*	Jojoba	62.23	32.80	11801.39	9965.61	26	19094649
Calliandra californica	*Leguminoceae*	Tabardillo	54.61	26.09	7429.51	4852.58	47	19072260
Colubrina glabra	*Rhamnaceae*	Palo colorado	107.5	14.79	15433.11	7063.68	4	6636237
Krameria grayi	*Krameriaceae*	Mesquitillo	48.12	13.21	11599.37	7726.04	8	4465760
Desmanthus fruticosus	*Leguminoceae*	Frijolillo	155	35	1256.64	157.08	2	389558.4
Maytenus phyllantoides	*Celastraceae*	Mangle dulce	200	350	330	90713.7	1	66000
Opuntia cholla	*Cactaceae*	Cholla	90	130	90	9189.18	1	8100
Haplopappus sonorensis	*Compositae*	Romerillo	45	50	50	1963.5	1	2250

- Muestreo de vegetación realizado en temporada de secas 2003 en una superficie de 1000 m^2.

Fenología de la Vegetación

Por lo que se refiere a la fenología de la vegetación de esta área, 13 especies fueron las que se encontraron en floración o fructificación, en los diferentes muestreos realizados (Tabla 3). En esta área se identificó que las especies presentan sus periodos de floración durante todo el año, pero es durante el mes de enero cuando se encontró el menor número de especies tanto en proceso de floración como de fructificación. En contraste, durante el mes de mayo se encontró el mayor número de especies en ambos procesos, asimismo se identificó un periodo de tiempo que transcurre entre el mes de mayo y el mes de octubre, en el cual la mayor parte de las especies se encuentran tanto floreando como

fructificando, esto es debido a que la temporada de lluvias se presenta durante los meses de julio a septiembre

Tabla 3. Fenología de la vegetación presente en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo

Hábitat de Planicies con Matorral X.	F.C	Ene.	Feb	May.	Jun	Jul.	Sept.	Oct.	Dic.
Fouquieria diguetii	Ab	X	X	X	X	X	X	X	X
			FR	FR					
Bursera microphylla	Ar					X			
			FR	FR	FR		FR	FR	
Jatropha cuneata	Ab					X			
						FR	FR		
Cardiospermum corindum	Ab	X	X	X	X	X	X	X	X
		FR		FR	FR	FR		FR	FR
Schaefferia cuneifolia				X	X	X			
Simmondsia chinensis	Ab		X	X					
				FR	FR	FR			
Calliandra californica	Ab		X	X					
Colubrina californica	Ab			X	X	X			
Krameria grayi	Ab			X	X	X	X		
Desmanthus fruticosus	Ab						X	X	
								FR	FR
Maytenus phyllantoides	Ab			X	X	X	X	X	
						FR	FR	FR	
Opuntia cholla	Sc			X					
				FR	FR				
Haplopappus sonorensis	Hp			X	X	X	X	X	X
						FR	FR	FR	
Totales de floración		2	4	10	7	9	6	5	3
Totales de fructificación		1	2	5	4	5	4	5	2

F.C.= Forma de crecimiento, An = Hierbas anuales, Hp = Hierbas perennes, Sc = Suculentas, Ab = Arbusto, Ar = Arbol.

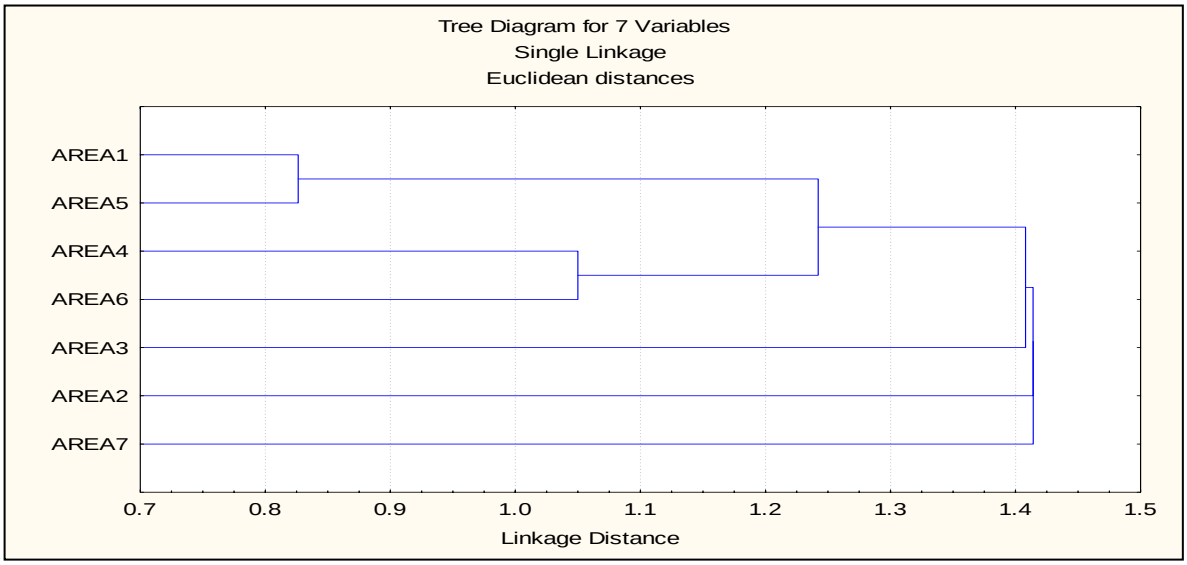
El cladograma realizado por distancias euclidianas que se muestra en la Figura 4, indica que tan similares son las áreas muestreales entre si y el análisis mostró que existen 4 grupos distintos.

En los que las áreas 1 y 5 son las mas similares entre si considerando que el área 1 es la que se encuentra sin efecto de cercado pero con aporte alimenticio suplementario, mientras que el área 5 se encuentra sin aporte alimenticio y con efecto de cercado.

Las áreas 4 y 6 son las dos siguientes áreas que presentan gran similitud entre si nuevamente la primera corresponde a un sitio con efecto de cercado y con aporte de alimento, mientras que la otra es un área con efecto de cercado y sin aporte

alimenticio y son así mismo las que tienen mayor similitud con las dos áreas anteriores. Finalmente el ultimo grupo integrado por las áreas 3, 2 y 7 dos ellas (2 y 7), son áreas que cuentan con suplemento alimenticio y cercado mientras que el sitio 3 no cuenta con aporte alimenticio y si con cercado.

Lo anterior indica que existe una heterogeneidad ambiental importante en los sitios seleccionados para el experimento sin embargo estas diferencias entre los sitios se ven compensadas con el hecho que a nivel de la vegetación presente se pueden encontrar áreas que son muy similares en forma independiente de la aporte alimenticio externo al que hallan sido sometidas.



Componente de suelos.

Los resultados encontrados en el análisis de textura se observan en la tabla 3. los cuales indican que todos los suelos en los que se sitúan las áreas experimentales están compuestos de arena en su mayor proporción en un rango de 67% a un 78%.

Los limos están presentes en todas las áreas y se encuentra en porcentajes que van del 12% al 18.9%

Finalmente las arcillas constituyen la menor proporción encontrada en porcentajes que van de 9.6% a 13.7% (Tabla 4).

Los resultados encontrados indican que no existen diferencias entre las áreas que pudiesen afectar el número de organismos existente en cada uno de los sitios muestreales, ya que no existen limitantes para el establecimiento de las madrigueras de estos organismos y por el contrario los resultados encontrados de la textura, constitución y conductividad eléctrica, favorecen el establecimiento de madrigueras en todas las zonas anteriormente descritas, ya que estas coinciden con las características que requieren los heterómidos fosoriales y Miuridos y las cuales menciona autores como Genoways *et, al*. (1993), Parmesh *et, al.* (1993), Alvarez-Castañeda *et, al.* (2005).

Tabla 4 resultados del Análisis de Textura y Conductividad eléctrica de para cada una de las áreas

%	Area 1	Area 2	Area 3	Area 4	Area 5	Area 6	Area 7	C.V.
Arena	78.5	72.9	67.4	74.6	71.9	73	71	74.1
Limos	11.9	14.5	18.9	14	15.5	14.8	15.8	14.8
Arcillas	9.6	12.6	13.7	11.4	12.5	12.2	13.2	11.1
Conductividad eléctrica μS/cm	281	910	143	165	139.5	143.6	182.1	8220

Parámetros ambientales

Durante los muestreos realizados en Isla Coronados fueron registrados los datos de temperatura y humedad relativa.

Los sensores mostraron que La temperatura media mínima fue de 16.78ºC para todo el ciclo de muestreo, asimismo la temperatura mínima registrada fue de 6.8ºC la cual se presentó durante el muestreo de diciembre de 2001. Por lo que se refiere a las temperaturas media máxima, esta fue de 30.9ºC para todo el ciclo de muestreos, mientras que la temperatura máxima registrada fue de 41.2ºC la cual ocurrió durante el muestreo de septiembre de 2002.

Las temperaturas se incrementan a partir de los meses de junio y julio por arriba de los 30ºC y permanecen así hasta finales del mes de septiembre.

En relación a la humedad relativa, esta presentó sus porcentajes mínimos de entre 15% y 30% durante los meses de junio - julio de todos los años (1998 – 2005). Los registros mínimos se presentaron entre las 12 horas y las 15 horas. Por lo que se refiere a las humedades relativas máximas, estas oscilaron entre el 35% y el 95% de humedad durante los meses de septiembre – octubre de todos los años muestreados (1998 -2005).

Se verifico así mismo los datos de temperatura y precipitación de la estación climatológica de Loreto (Figura 6).

En donde se observan fluctuaciones en la temperatura relacionadas a los cambios estacionales, donde la temperatura promedio encontrada fue de 25.35°C para todo el período de muestreo de enero de 1998 a septiembre de 2005. La temperatura mínima promedio registrada corresponde al mes de enero de 2004 con 17.1°C, mientras que la temperatura máxima promedio corresponde al mes de agosto de 1998 con 32.9°C.

En relación con la precipitación en esta se observan períodos de nula precipitación y periodos estacionales de lluvias en verano e invierno, con picos pluviales relacionados a la presencia de huracanes o tormentas tropicales, tabla 4. Sin embargo la precipitación promedio encontrada para todo el ciclo de muestreo de 1998 a 2005 fue de 13.64 mm^3

Los registros máximos de precipitación están estrechamente relacionados con la presencia de los eventos climáticos como tormentas tropicales o huracanes que afectaron la península de Baja California Sur (Tabla 5). Como menciona Martínez - Gutiérrez *et,al.* (2004),la presencia de huracanes produce precipitaciones que exceden incluso los registros máximos anuales de precitación; en particular para la

isla tuvieron un fuerte efecto los huracanes, Juliette en 2001, Ignacio y Marty en 2003 los cuales dejaron fuertes precitaciones en la isla lo que se vio reflejado en los procesos de floración y fructificación y por ende en la disponibilidad de alimento existente, la cual se ve reflejada en el incremento en la densidad de las especies en la isla al año siguiente del evento estocástico como se vera en el capitulo correspondiente.

	1998	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2003	2004	2005	2006
Nombre	Frank	Isis	Grez	Miriam	Juliette	-	Ignacio	Marty	Javier	Otis	John
Fechas	6-7 Ago	1-3 Sep	8 sep	15-17 Sep	21 sep	-	25-27 Ag	22-23 sep	10-19 sep	2-3 oct	1-2 Sep
Categoría	TT	H-1	DT	TT	H-4	-	H-I TT	H-1 TT	H-4	DT	H
Vientos max. km/h	65	120	55	75	230	-	165	140	240	130	
Rachas km/h	85	150	65	95	290	-		165	270	155	
lluvia mm							184.1 *	144 **			

Tabla 5. Huracanes y tormentas tropicales que afectaron la península de Baja California Sur de 1998 a 2005. H huracán, TT tormenta tropical, DT depresión tropical, * registro de lluvia en cd. Constitución. ** registró de lluvia para Loreto.

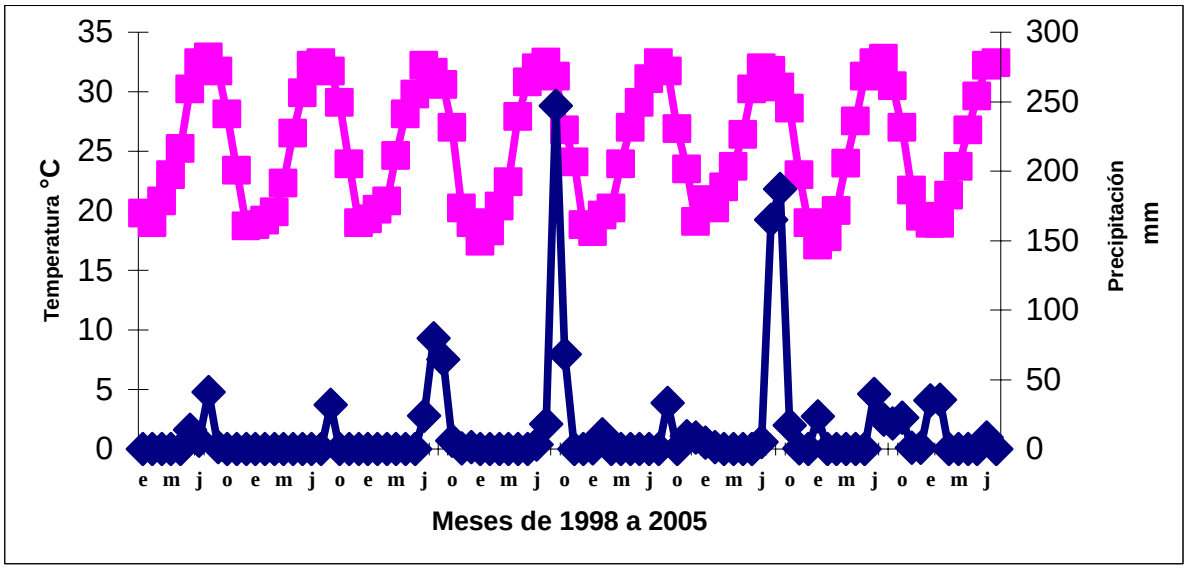


Figura 6. Registro de temperatura y precipitación de la estación climatológica de Loreto para el período de 1998 a 2005.

CAPITULO III

RESULTADOS

Densidad en las áreas con aporte alimenticio.

Densidad en las áreas con cercado pero sin efecto de aporte alimenticio

Densidad en relación con la presencia de lluvias.

Periodos Reproductivos.

Pesos de los individuos

Reclutamiento

Supervivencia

CAPITULO III

EXPERIMENTO CON APORTE ALIMENTICIO SUPLEMENTARIO.

Resultados:

El número de trampas utilizadas por muestreo en los ocho sitios de muestreo fue de 297 trampas de tipo Sherman; de este total, 66 corresponden al hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo en condiciones naturales; y 33 pertenecen a cada uno de los siete sitios de muestreo de media hectárea seis de ellos se encuentran cercados y uno mas se encuentra sin efecto de cercado pero cuenta con aporte alimenticio, obteniéndose así un total de 891 trampas de trabajo por muestreo y un gran total de 20,493 trampas de trabajo para todo el ciclo (junio 1998 a septiembre de 2005).

En los ocho sitios de muestreo fueron capturados un total de 1,335 organismos correspondientes a las especies *Chaetodipus spinatus pullus y Peromyscus pseudocrinitus* (Figura 7).

De estos 1,335 organismos, 1,273 pertenecieron a la especie *Chaetodipus spinatus pullus* lo cual correspondió al 95.35% del total de organismos capturados en los ocho sitios de muestreo. Mientras que de la especie *Peromyscus pseudocrinitus* fueron capturados 62 individuos lo cual correspondió

al 4.64% del total de organismos capturados en los ocho sitios de muestreo

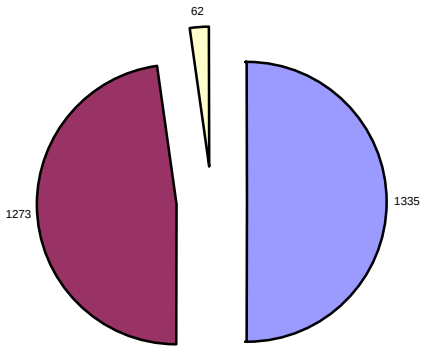


Figura 7. Total de organismos capturados en los ocho hábitats en estudio en Isla Coronados.

La diferencia en el numero de capturas de una y otra especie radica básicamente en los hábitos de cada una, ya que los sitios donde se localizan los cuadrantes cumplen con las requerimientos y condiciones que requiere *Chaetodipus spinatus* para su establecimiento, mientras que *Peromyscus pseudocrinitus* se encuentra mas restringido o cercano a las áreas donde el suelo es mas rocoso. De tal forma que las áreas muestreales han presentando una captura constante con eficiencia de trampeo cercana al 60%.

El número de organismos capturados por área de trabajo se puede ver en la figura 8.

Las diferencias entre el numero de organismos capturados entre las áreas se puede atribuir al tiempo acumulado de trabajo que se tiene para cada una, y la diferencia en el mismo es debida al desarrollo del trabajo experimental.

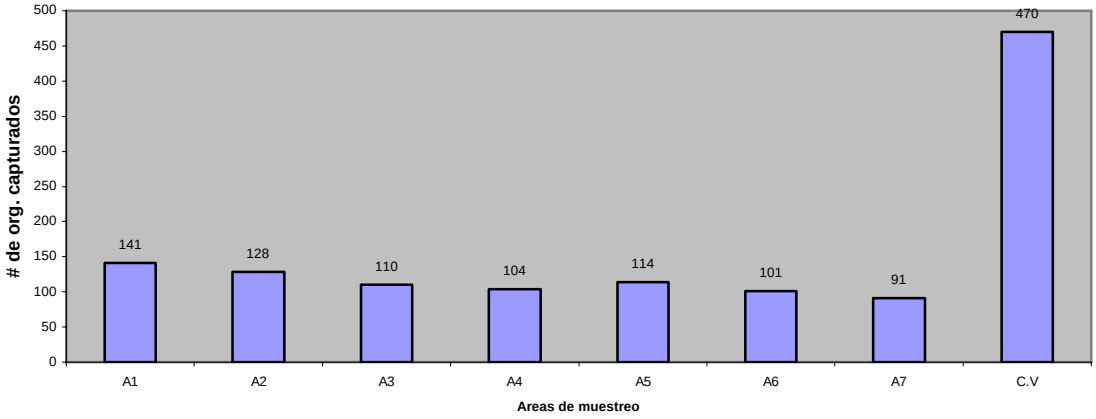


Figura 8. Total de organismos capturados en cada una de las áreas durante el periodo de muestreo

Los resultados por áreas son los siguientes:

Densidad en las áreas con aporte alimenticio.

AREA 1 (Sitio sin efecto de cercado pero con aporte de suplemento alimenticio)

Encontramos que los registros de densidad previos a la colocación de las estaciones alimenticias fué de 19 organismos en media hectárea, posterior al inicio del funcionamiento de las estaciones alimenticias se encontraron incrementos en la densidad desde 30 organismos hasta un máximo de 53 organismos en media hectárea para el muestreo de marzo de 2004. Esto representó un incremento de 34 organismos, es decir 64.1% mas que el encontrado previo al inicio del funcionamiento de las estaciones alimenticias como se ve en la Figura 9.

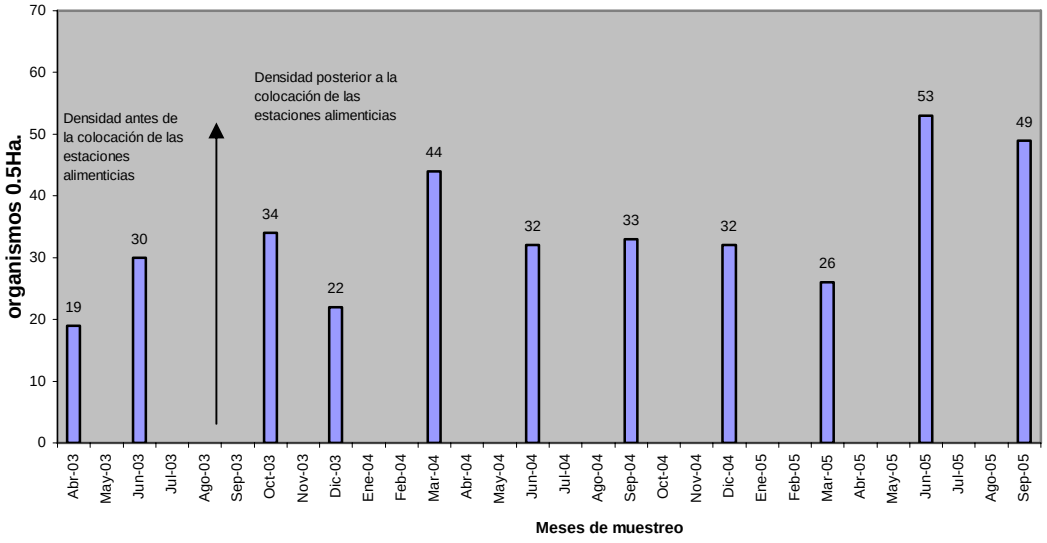


Figura 9. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 1 antes y después de la colocación de las estaciones alimenticias.

Área 2 Sitio con efecto de cercado y con efecto de aporte alimenticio

La densidad encontrada en el área 2 fue de 16 organismos en media hectárea en promedio previo al inicio del funcionamiento de las estaciones alimenticias una vez que comenzó el aporte de suplemento alimenticio se observó un incremento en la densidad encontrada en este sitio, llegando a encontrar un máximo de 50 organismos en media hectárea, lo que representa un incremento en 34 organismos después del funcionamiento de las estaciones alimenticias es decir 68% mas que lo encontrado previo al inicio del experimento. Como se puede observar en la Figura 10.

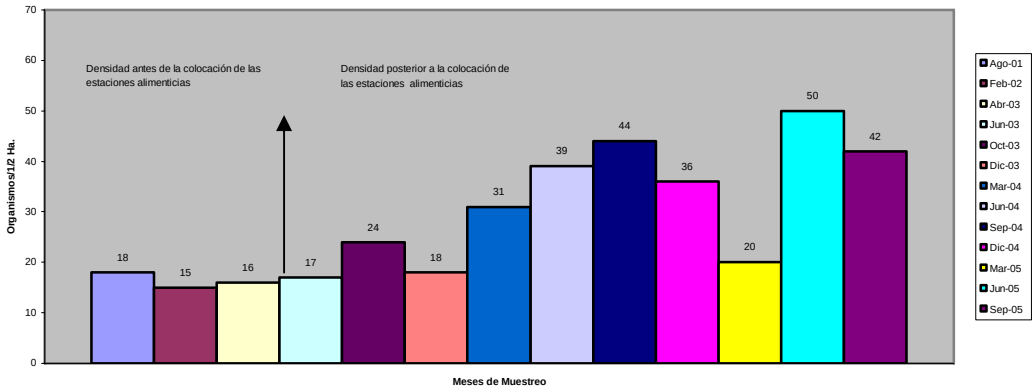


Figura 10. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 2 antes y después de la colocación de las estaciones alimenticias

Área 4 Sitio con efecto de cercado y con efecto de aporte alimenticio

La densidad encontrada en el área 4 fue de 17 organismos en media hectárea en promedio previo al inicio del funcionamiento de las estaciones alimenticias, una vez comenzado experimento con el aporte de suplemento alimenticio se observo un incremento en la densidad encontrada en este sitio, llegando a un máximo de 31 organismos en media hectárea lo que representa un incremento en 14 organismos antes y después del funcionamiento de las estaciones alimenticias es decir 45.16% mas que lo encontrado previo al inicio del experimento. (Figura 11)

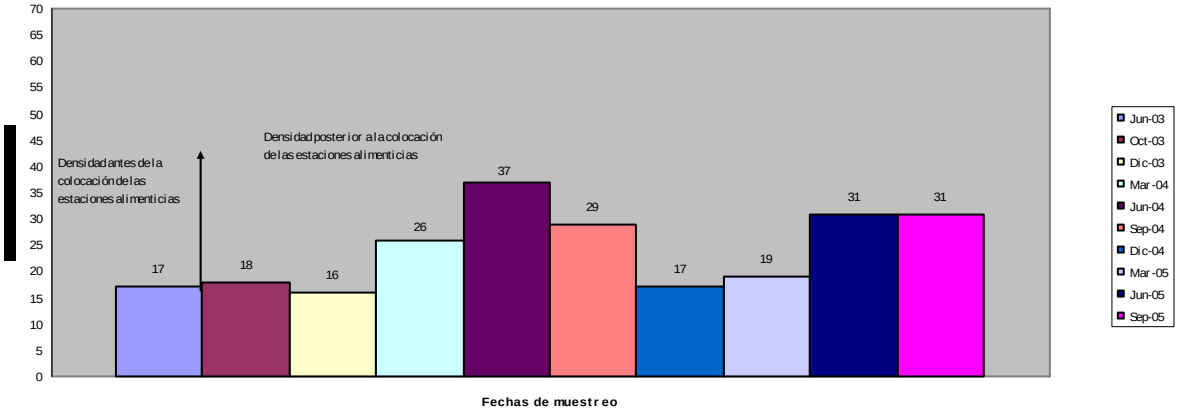


Figura 11. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 4 antes y después de la colocación de las estaciones alimenticias

Área 7 Sitio con efecto de cercado y con efecto de aporte alimenticio

La densidad encontrada en el área 7 previo al experimento del aporte alimenticio fue de 20 organismos en media hectárea en promedio, una vez comenzado el aporte alimenticio la densidad aumento hasta un máximo de 42 organismos en media hectárea lo que representa un incremento en 22 organismos antes y después del funcionamiento de las estaciones alimenticias es decir 52.3% mas que lo encontrado previo al inicio del experimento. (Figura 12)

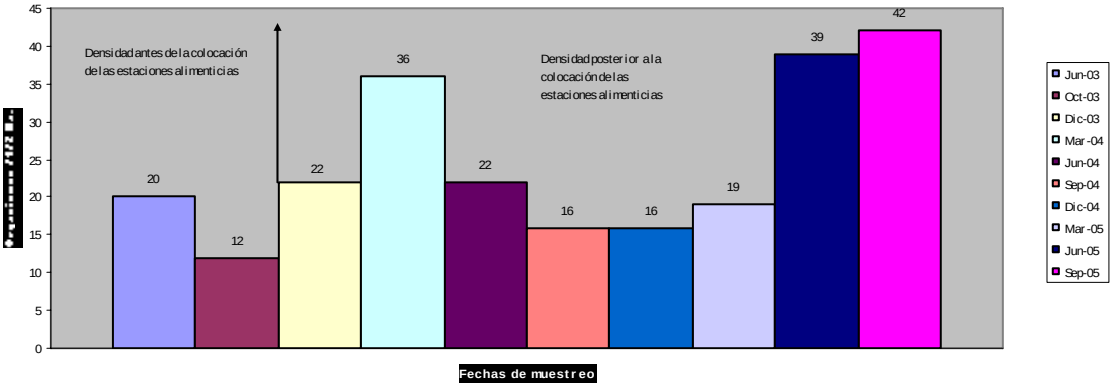


Figura 12. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 7 antes y después de la colocación de las estaciones alimenticias

En cada uno de los sitios con efecto del aporte alimenticio se encontró que la densidad, es decir el numero de organismos por unidad de área se incremento observándose incrementos que fueron entre el 40% al 65% sobre las densidades iniciales encontradas previas al inicio del experimento con el aporte alimenticio, estos incrementos se observan mas claros cuando son comparados con los registros encontrados en aquellas áreas en las que no se les dio aporte alimenticio.

Densidad en las áreas con cercado pero sin efecto de aporte alimenticio

Área 3

En este sitio encontramos que la densidad encontrada fluctuó desde un mínimo de 15 organismos en media hectárea hasta un máximo de 38 organismos y a pesar de existir un incremento en la densidad, el registro máximo fue de 38 organismos y este registro es menor a los encontrados en aquellos sitios con aporte alimenticio, donde el registro máximo de densidad fue de 53 organismos en media hectárea es decir un 71.6% mas al encontrado en este sitio, ahora si lo comparamos con el registro de densidad menor encontrado en el área 4 con aporte alimenticio donde la densidad fue de 31 organismos se observa que existe una diferencia de solo 7 organismos lo que representa el 11.7% mas que la densidad encontrada en este sitio. (Figura 13)

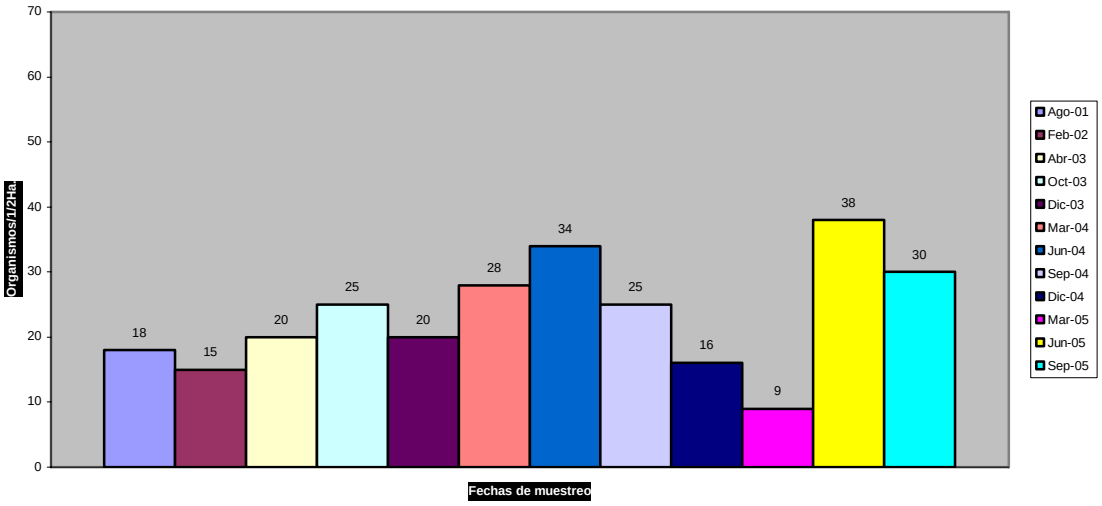


Figura 13. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 3 (Zona sin Aporte alimenticio).

Área 5

La densidad inicial encontrada en el área 5 fue de 29 organismos/media hectárea dicha densidad disminuyo hasta 14 organismos para el muestreo de octubre de 2003 y volvió a aumentar a 27 organismos en marzo del 2004, presentando fluctuaciones desde 17 organismos hasta un máximo de 35 organismos siendo este su ultimo registro de tal forma que a diferencia de los

demás sitios en este se observa que los registros de densidad son menores a los encontrados en los sitios con aporte alimenticio. (Figura 14)

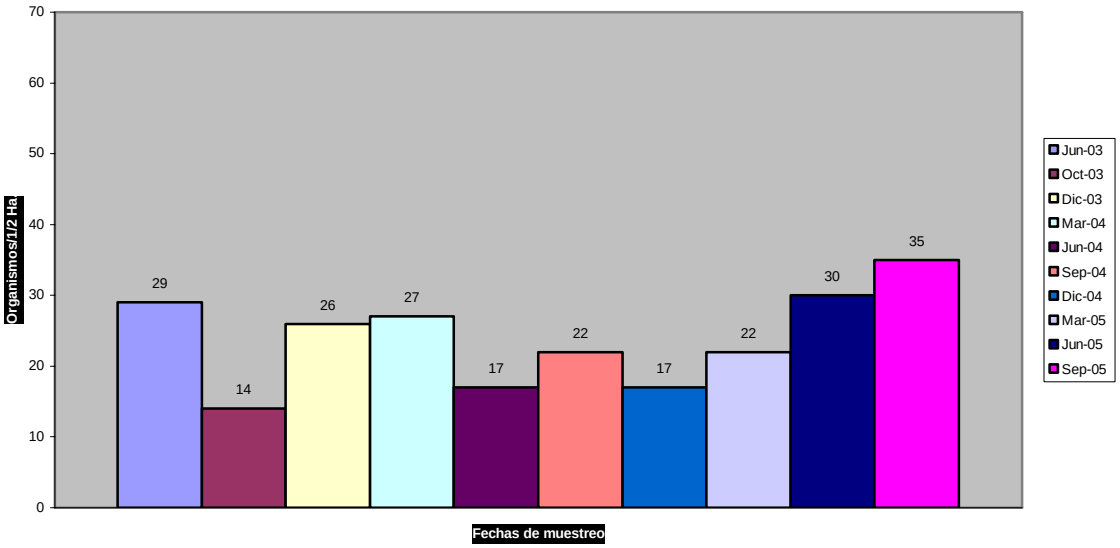


Figura 14. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 5 (Zona sin Aporte alimenticio).

Área 6

La densidad encontrada en el área 6 fue de 19 organismos en media hectárea y esta se incremento hasta 29 organismos, presentando después un decremento hasta 14 organismos en media hectárea para el muestreo de marzo de 2005, para posteriormente incrementar y alcanzar esta área su registro máximo de 31 organismos, es decir existió un incremento de solo 12 organismos, para todo el ciclo de muestreo, En esta área en particular fue donde se monitoreo las menores densidades, siendo el registro máximo de densidad el menor a todos los registros máximos de densidad encontrados tanto en los sitios con aporte alimenticio como con los sitios sin aporte alimenticio solo comparable a las densidades encontradas en el área cuatro, de tal forma que la densidad máxima encontrada es menor en un 56.8% con aquellos sitios con aporte alimentito en que su densidad mayor fue de 44 organismos en media hectárea e igual al peor de los sitios con aporte alimenticio donde la densidad máxima fue de 31 organismos es decir igual al registro máximo encontrado para este sitio. (Figura 15)

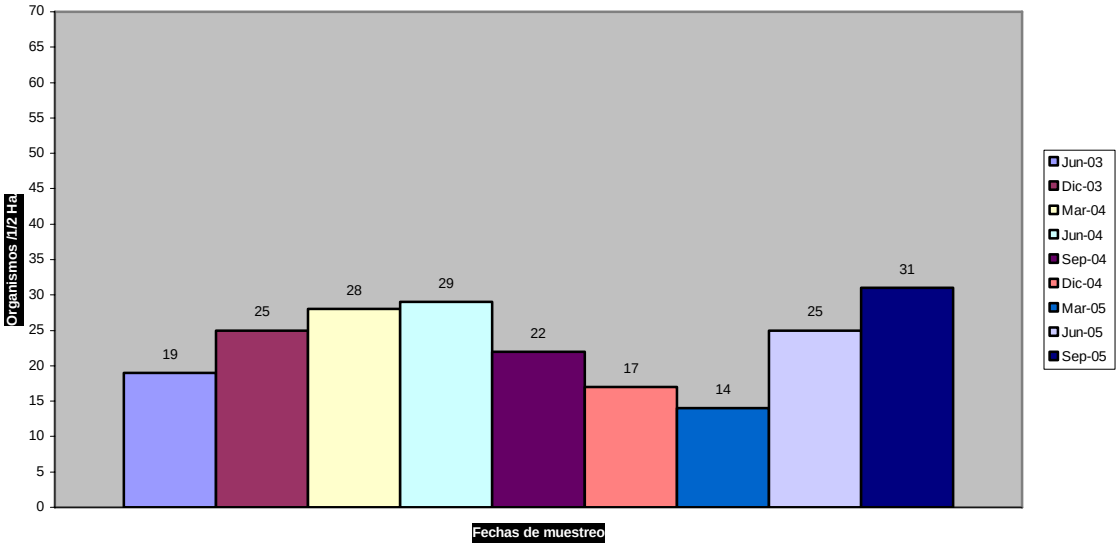


Figura 15. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 6 (Zona sin Aporte alimenticio).

Área control

Esta área control con las características de ser un sitio en condiciones naturales es decir sin efecto de cercado ni aporte alimenticio y con una dimensión de una hectárea, se ha muestreado desde 1998 a 2005, se pueden observar en la figura 16, las variaciones poblacionales las cuales fluctúan a través del año estrechamente relacionadas con las condiciones ambientales presentes en la isla, es decir incrementos poblacionales relacionados con periodos reproductivos y con la presencia de lluvias, presentando las densidades de *Chaetodipus spinatus pullus* fluctuaciones cíclicas bianuales sin relación alguna estos cambios poblacionales con el programa de erradicación de gato doméstico realizado en la isla como se observa en la figura 17.

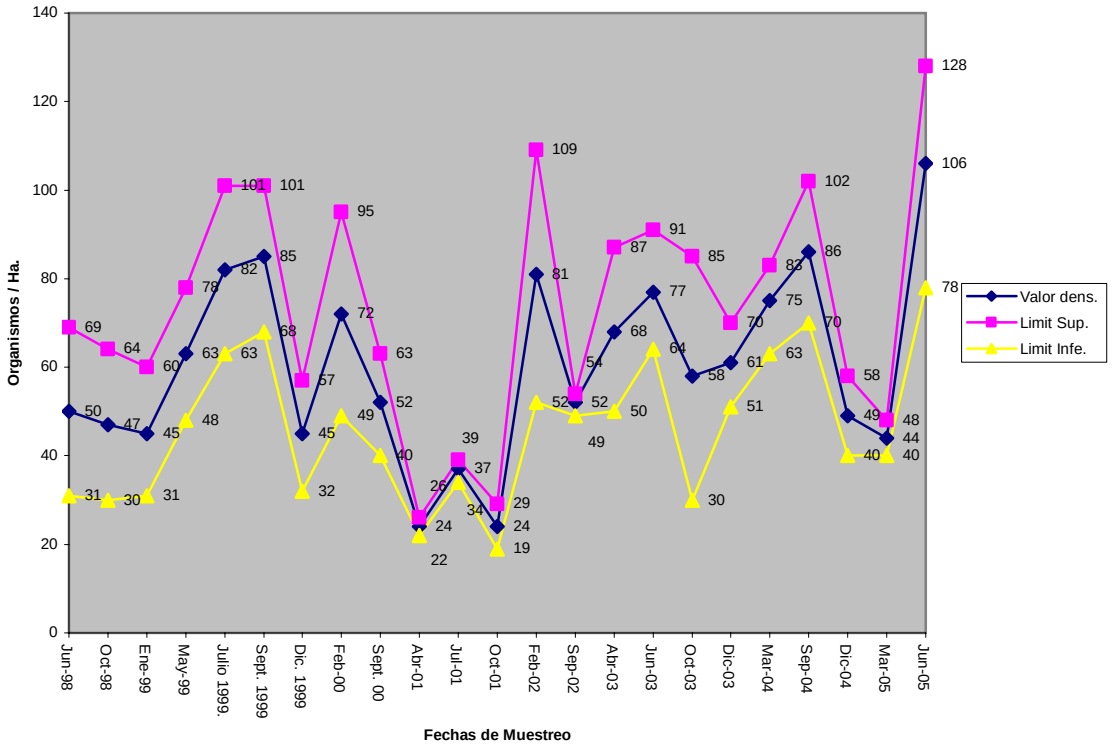


Figura 16. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el Hábitat de Matorral Xerófito de Isla Coronados.

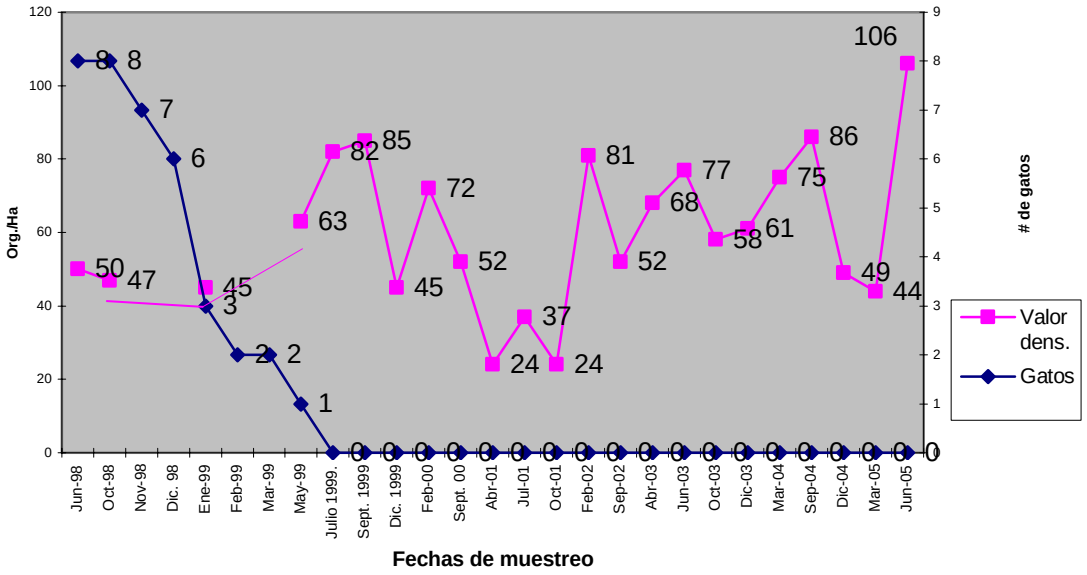


Figura 17. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el Hábitat de Matorral Xerófito de Isla Coronados, en relación con el programa de erradicación de gato domestico realizado en la isla.

De tal forma que los resultados del experimento de aporte alimenticio indican que:

En las Áreas con aporte alimenticio

- Área 2 se registró un incremento de 35 organismos es decir un 70% mas que lo encontrado antes del aporte alimenticio.
- Área 4 se monitoreo un incremento de 14 organismos es decir un 45.16% mas que lo encontrado antes del aporte alimenticio.
- Área 7 se registró un incremento 30 organismos 76.19% mas que lo encontrado antes del aporte alimenticio.

Para el Área 1 que es control sin efecto de cercado pero con aporte alimenticio se encontró:

- Un incremento de hasta 34 organismos 64.1% mas a lo encontrado antes del comienzo del experimento con aporte alimenticio.

En las Áreas sin aporte alimenticio y con efecto de cercado.

- Área 3 se registró un incremento de 18 organismos es decir un 47.3% mas a lo encontrado antes del comienzo del experimento con aporte alimenticio.
- Área 5 se monitoreo un incremento de 6 organismos es decir un 17.4 mas a lo registrado antes del comienzo del aporte alimenticio.
- Área 6 se registro un incremento de 12 organismos es decir un 38.7% mas que lo encontrado antes del comienzo del aporte alimenticio.

- Área Control sin aporte alimenticio y sin efecto de cercado.

Incrementos de hasta 41 organismos. Con Fluctuaciones poblacionales con registros máximos de densidad relacionados con periodos de reproducción y condiciones climáticas.

Análisis estadísticos.

Se han realizado análisis utilizando pruebas de Z para identificar las diferencias que indiquen la existencia de diferencias atribuibles a la respuesta poblacional en los organismos de las áreas que cuentan con aporte alimenticio versus aquellas que no cuentan con aporte alimenticio externo y con los sitios control, ambos sin efecto de cercado y uno con aporte alimenticio y el otro sin aporte alimenticio.

Lo que hemos encontrado indica que existen diferencias significativas (P<.05) analizando los tratamientos y las áreas P>.05 *6.16. Entre los tratamientos (con aporte alimenticio y sin aporte alimenticio) y la densidad encontrada P>.05 *6.16.

La densidad y las seis áreas de muestreo P>.05 *6.16.

Finalmente se compararon los sitios con aporte alimenticio con el control con aporte alimenticio y el control sin alimento con las áreas con la misma condición identificando diferencias estadísticas P>.05 *4.12 y P>.05*4.36 respectivamente.

Densidad en relación con la presencia de lluvias.

El análisis comparativo de la densidad con respecto a la presencia de lluvias indica que los incrementos poblacionales se corresponden con los periodos anuales de lluvia, es relevante considerar que las densidades de *Chaetodipus spinatus pullus* se compararon con el registro de precipitación correspondiente al año anterior, existiendo una correlación directa entre los incrementos poblaciones de los organismos en la isla y la presencia de las lluvias. (Figura 18)

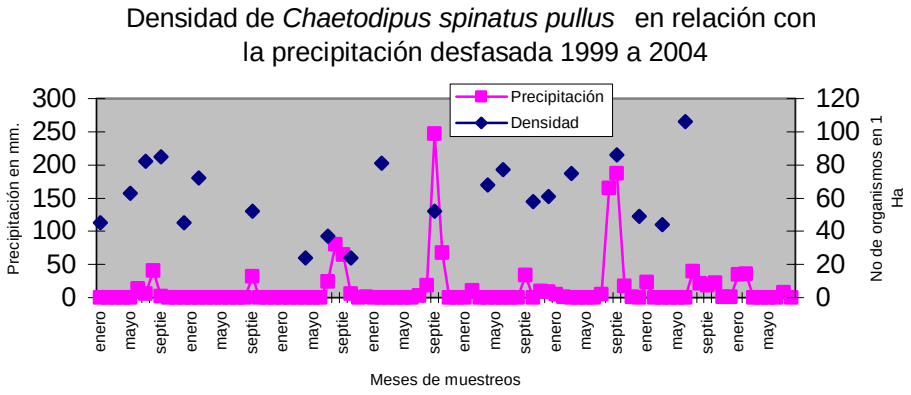


Figura 18. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en relación con la precipitación desfasada 1999 a 2004

Periodos Reproductivos.

En el rubro de los períodos reproductivos encontramos que durante todo el periodo de muestreo se han encontrado machos activos en todos los sitios, y durante todo el año, no así en el caso de las hembras, en las cuales se han monitoreado periodos; durante los cuales no presentan condiciones reproductivas evidentes. De esta forma, los períodos reproductivos se estimaron considerando el periodo del año en que las proporciones de machos y hembras activas coinciden, así como cuando se presentan porcentajes superiores al 20 % de hembras activas.

Es conveniente mencionar que el registro histórico que se tenía para la especie era un periodo reproductivo al año con una duración de 3 meses, en cambio, lo que encontramos en este estudio fue que en las tres áreas cercadas con aporte alimenticio, observamos un periodo reproductivo con una duración de 6 meses, mientras que en dos de las áreas cercadas sin aporte alimenticio, se determinaron 2 periodos reproductivos al año, con duración de dos meses cada uno, es decir 4 meses efectivos de reproducción al año, existiendo una diferencia de dos meses respecto a los sitios con aporte alimenticio, sin embargo en la tercer área sin aporte alimenticio se encontró el mismo patrón en numero y duración que el encontrado en los sitios sin aporte alimenticio . (Figura 19)

En el área control sin efecto de cercado pero con aporte alimenticio, se determinó un periodo reproductivo al año, con una duración de 8 meses, superior en dos meses al encontrado en los sitios con aporte alimenticio y efecto de cercado y de 4 meses mas que lo encontrado en 2 de los sitios con efecto de cercado pero sin aporte alimenticio. Finalmente en el sitio control en condiciones naturales y sin efecto o tratamiento alguno, obtuvimos un registro histórico que mostró que para los años de 1999 y 2001, se presentó un periodo reproductivo al año, con una duración de 2 a 3 meses, mientras que para los años de 2000, 2002 y 2004, no se han registrados periodos reproductivos para la especie.

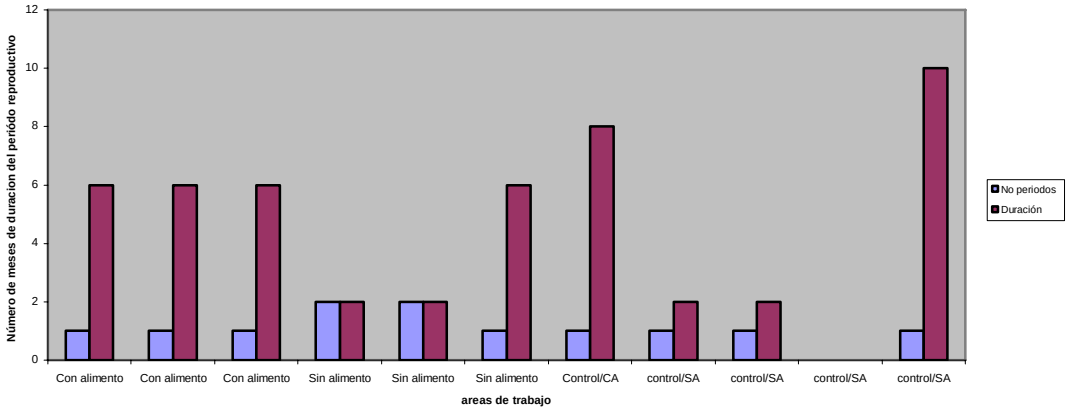


Figura 19. Numero de periodos reproductivos y duración de los mismos.

Pesos de los individuos

Se determinaron los pesos de los individuos con relación a las clases de edad, agrupando estos en machos adultos, machos juveniles, hembras adultas y hembras juveniles. Identificamos que los machos adultos que su peso promedio fue de 21.54gr, mientras que para los machos juveniles fue de 16.94 gr; para las hembras adultas el peso promedio fue de 21.02gr y para las hembras juveniles fue de 15.85. Estos pesos fueron para las áreas que contaron con aporte alimenticio.

Los pesos encontrados en las áreas con aporte alimenticio fueron mayores que los encontrados en su contraparte cercada sin aporte alimenticio y de los encontrados en el sitio control sin aporte alimenticio, de tal forma que al

comparar los pesos promedio los organismos del área cercada con aporte de alimento con el resto de las áreas, encontramos que los machos adultos que contaron con alimento extra pesaron en promedio 0.68 gr más que los machos adultos encontrados en las áreas sin aporte alimenticio y en los controles con alimento como sin él. La misma situación sucedió para los machos juveniles y las hembras adultas, ya que los individuos de estas clases de edad que contaron con alimento extra pesaron en promedio 0.72gr y 0.47gr más que los organismos de la misma clase presentes en las otras áreas sin alimento y en los controles con y sin aporte alimenticio. Finalmente solo la clase de edad de las hembras juveniles encontradas en los sitios sin alimento y en el control con alimento, pesaron 0.42gr y 1.25gr mas que las encontradas en las sitios con aporte alimenticio. Solo las hembras juveniles encontradas en el control sin aporte alimenticio pesaron en promedio .28gr menos que las encontradas en el área con alimento. (Tabla 6)

	MA	**MJ**	**HA**	**HJ**
C/Alimento	**21.18**	**16.42**	**20.79**	**16.49**
C/Alimento	**21.96**	**16.83**	**21.45**	**16.06**
C/Alimento	**21.49**	**17.58**	**20.83**	**14.95**
Promedio	***21.54***	***16.94***	***21.02***	***15.85***
S/Alimento	**20.92**	**16.78**	**21.25**	**16.14**
S/Alimento	**20.51**	**16.13**	**20.26**	**16.15**
S/Alimento	**20.54**	**16.85**	**20.89**	**16.52**
Promedio	***20.65***	***16.58***	***20.8***	***16.27***
Control/CA	**21.37**	**15.88**	**21.08**	**17.1**
Control/SA	**20.55**	**16.18**	**20.3**	**15.57**

Tabla 6. Pesos promedio de los organismos en cada una de las áreas de muestreo

Análisis estadísticos.

Se han realizado análisis utilizando pruebas de Z para identificar las diferencias que indiquen la existencia de diferencias atribuibles a la respuesta poblacional en los organismos de las áreas que cuentan con aporte alimenticio versus aquellas que no cuentan con aporte alimenticio externo y con los sitios control, ambos sin efecto de cercado y uno con aporte alimenticio y el otro sin aporte alimenticio.

Lo que hemos encontrado indica que no existen diferencias significativas entre el peso de los organismos que se encuentran las áreas con un aporte alimenticio versus aquellas que no contaron con aporte de alimento externo.

Reclutamiento

Los resultados obtenidos en el rubro del reclutamiento, se expresan como el número de organismos juveniles capturado por primera vez, considerados nacidos in situ en cada uno de los sitios de muestreo.

Se consideraron los individuos juveniles capturados en un total de 11 muestreos de abril de 2003 a septiembre de 2005 en cada una de las áreas muestreales
Los resultados encontrados muestran que en el área 7 la cual es cercada y cuenta con aporte alimenticio fue la que presento el reclutamiento mas alto con un promedio de 21.6 organismos juveniles para todo el ciclo de muestreos, lo cual fue mucho mayor a lo encontrado en las demás áreas muestreales, con aporte alimenticio donde en promedio los organismos juveniles que se representan en el reclutamiento oscilaron entre 9 y 10 organismos, para las áreas 4 y 2 respectivamente; mientras que en el área 1 la cual cuenta con aporte alimenticio, pero sin efecto de cercado el numero de organismos juveniles en promedio que se integran al reclutamiento fue de 13 organismos para todo el ciclo de muestreos.
Mientras que en las áreas sin aporte alimenticio y con efecto de cercado que son las áreas 3, 5 y 6 el número de organismos juveniles, los promedios oscilaron entre 6, 11 y 10 organismos juveniles que se integran a la población respectivamente estos promedios son similares a los encontrados en las áreas 2 y 4 que cuentan con aporte alimenticio, pero menores a los registrados en el área 1 (con aporte alimenticio y sin efecto de cercado) y en el área 7 (cercada con aporte alimenticio).
Se observa que en todos los sitios de muestreo el reclutamiento de individuos juveniles se incrementa durante el período comprendido entre junio y septiembre coincidiendo esto con los periodos de floración y fructificación en la isla los cuales responden directamente a la presencia de lluvias estacionales.
Solamente el área 7 presento un incremento en el numero de juveniles durante dos periodos de tiempo distinto el primero en noviembre – diciembre de 2003 el otro en junio – julio de 2003, 2004 y 2005, lo cual puede explicarse mediante la densidad y abundancia que en ese sitio en particular fue observada siendo esta mayor a la encontrada en otras áreas.

Los análisis estadísticos de la Tabla 7 muestran que mediante la prueba de X^2 cuadrada se pueden identificar sitios donde en la comparación hay alta significancia, áreas 1, 2, 4 y 7 todas ellas con aporte alimenticio externo y donde se observa que estadísticamente existen diferencias en relación con el reclutamiento de juveniles, (X^2 = 2E-05, 0.0005, 0.0074), mientras que en las áreas sin aporte alimenticio 3, 5 y 6 se encontró significancia, aunque menor a la encontrada en los sitios con alimento (X^2= 0.19,).
La presencia de juveniles nuevos que están siendo reclutados y que se constituyen a la población, parece indicar que existen áreas o sitios que están funcionando como fuentes de reclutamiento en forma independiente del aporte alimenticio ya que solo en dos de las 6 áreas donde ocurre esto tenían aporte alimenticio externo.

	1	2	4	7	3	5	6
1		2E-05	0.19	3E-52	2E-05	0.19	0.19
2	39.278		0.0005	3E-216	0.0003	3E-07	4E-11
4	12.433	29.462		9E-72	0.0074	8E-05	0.264
7	45.16	45.16	45.16		1E-19	3E-15	9E-15
3	37.286	30.969	22.508	45.16		0.0003	0.022
5	9.0499	45.16	34.423	34.423	31.257		2E-06
6	15.202	42.31	10.019	42.31	17.92	40.681	

Tabla 7 Prueba de Chi^2 respecto a la comparación entre los tratamientos en relación con el reclutamiento.

Supervivencia.

La supervivencia fue estimada mediante el listado de captura – recaptura, es decir el registro histórico de captura de cada uno de los organismos, considerando la captura original como captura cero y las subsecuentes recapturas, así como el número de capturas nuevas adicionales que se acumulan cada muestreo.

Lo encontrado indica que la supervivencia máxima encontrada para ambos sexos fue de 2 años 5 meses para todas las áreas experimentales es decir de abril 2003 a septiembre de 2005 (un total de diez recapturas)

Se determino que existe una alta mortalidad posterior a la primera captura la cual es de entre el 40% y el 60%. (Tabla 8 y Figura 20).

Para las áreas que contaron con aporte alimenticio encontramos que la supervivencia posterior a la primera captura oscilo entre 51.8% y el 60.6% mientras que para los sitios que no contaron con aporte alimenticio la supervivencia posterior a la primera captura oscilo entre 48.1% y el 63.8%.

Así mismo en dos de los cuatro sitios con aporte alimenticio los organismos originalmente capturados en la primera captura alcanzan a llegar y ser recapturados en la décima captura mientras que en los tres sitios sin aporte alimenticio solo en uno de ellos los organismos de la captura original alcanzan a llegar a la décima captura pesar de que existe una ligera diferencia a favor de aquellos sitios con aporte alimenticio esta es mínima y no alcanza a marcar diferencia estadística.

Áreas	cero	Primer	Segunda	Tercera	Cuarta	Quinta	Sexta	Séptima	Octava	Novena	Décima
1	100	51.85	31.11	22.22	17.78	14.81	8.89	4.44	3.70	2.96	0.74
2	100	59.09	42.73	35.45	29.09	23.64	18.18	11.82	8.18	3.64	1.82
4	100	55.43	35.87	30.43	21.74	10.87	8.70	3.26	1.09	1.09	-
7	100	60.67	29.21	25.84	23.60	15.73	11.24	8.99	5.62	5.62	-
3	100	63.86	42.17	30.12	25.30	20.48	14.46	9.64	6.02	6.02	3.61
5	100	53.61	31.96	23.71	14.43	10.31	9.28	4.12	2.06	1.03	-
6	100	48.19	25.30	20.48	15.66	12.05	10.84	9.64	4.82	3.61	-

Tabla 8. Porcentaje de supervivencia en cada una de las áreas de muestreo.

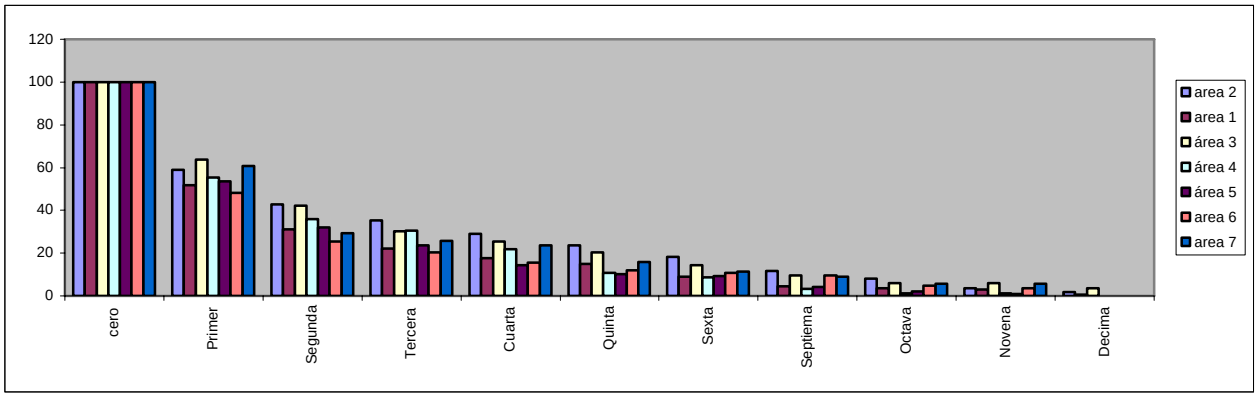


Figura 20. Porcentaje de Supervivencia encontrado en cada una de las siete áreas experimentales con aporte y sin aporte alimenticio.

CAPITULO IV

RESULTADOS

Planicies de Matorral xerófilo

Frecuencias de captura de roedores

Densidad poblacional

Peso corporal

Clases de edad

Estado reproductivo

Proporción de sexos

Reclutamiento

Supervivencia

Densidades de roedores en relación a la erradicación de gatos.

CAPITULO IV

MONITOREO DE POBLACION EN CONDICIONES NATURALES.

Resultados:

Total de capturas para el sitio en condiciones naturales.

En el hábitat de Planicies con planicies de matorral xerófito en donde se encuentra el área con condiciones naturales y que se ha monitoreado desde (junio de 1998 a septiembre de 2005), se capturaron un total de 473 organismos en total de los cuales 465 organismos, fueron de *Chaetodipus spinatus pullus,* correspondiendo al 98% del total capturado para este hábitat, mientras que de la especie *Peromyscus pseudocrinitus* fueron capturados 8 individuos, lo cual correspondió al 2% del total capturado. (Figura 7)

Planicies con Matorral Xerófilo

Frecuencias de capturas de roedores en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo

En lo que se refiere a la frecuencia de captura por individuos, de los 473 capturados, 278 fueron capturados solo una vez (58.77%), 41 organismos fueron capturados 2 veces (8.66%), 33 individuos fueron capturados en 3 ocasiones (6.97%), 22 organismos se capturaron en 4 ocasiones (4.65%), 23 organismos fueron capturados en 5 ocasiones (4.86%), 20 organismos fueron recapturados en 6 ocasiones (4.22%), es a partir de la séptima captura que el numero de organismos se reduce significativamente, ya que para las recapturas 7, 8 , 9 y 10 solo se recapturaron 9, 12,10 y 7 organismos lo que representa entre el 2.53% y el 1.9%, 3 organismos fueron capturados en 11, 12,13 y 19 ocasiones (0.63% respectivamente), 2 individuos fueron capturados en 17 veces (0.42%), mientras que un solo organismo fue capturado en 14, 18, 21 y 22 ocasiones del muestreo (0.21%). No se recapturaron organismos en las captura 15, 16 y 20. (Figura 21).

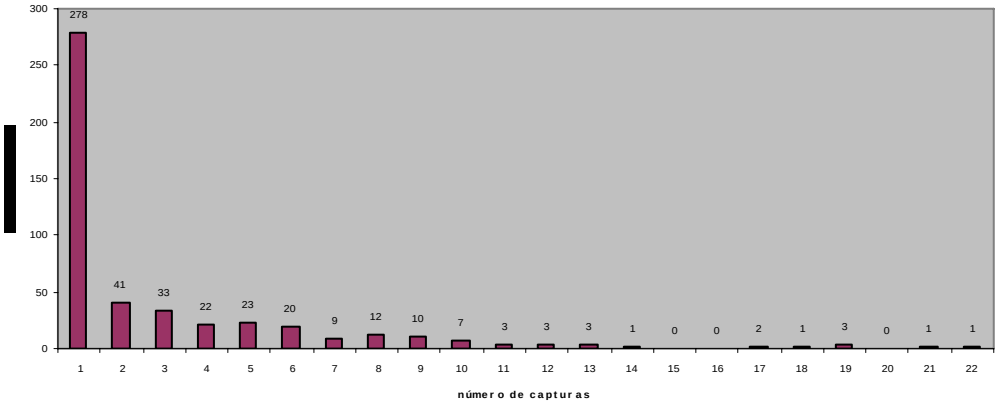


Figura 21.Frecuencias de capturas para los organismos del área 8 en condiciones naturales.

La frecuencia de captura por línea de trampas indicó que de las seis líneas colocadas, las números 2 y 4 fueron en las que mayor número de capturas fueron registradas, con un total de 93 para cada una, seguidas de la línea 6 con un total de 91 capturas. La línea 1 tuvo un total de 78 capturas mientras que la número 5 tuvo un total de 72 capturas, finalmente la línea con el menor número de capturas fue la 3 con un total de 56 capturas (Figura 22).

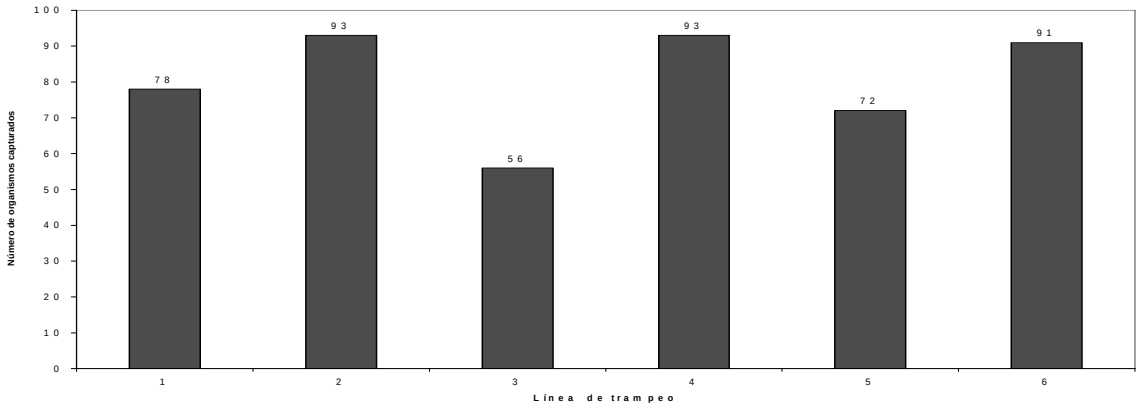


Figura 22 Frecuencia de captura por línea de trampa colocada en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo

Los resultados de la frecuencia de captura por fechas de muestreo indican que el mayor número de capturas ocurrió durante el muestreo de septiembre de 1999 con un total de 105, seguido por el muestreo de julio de 1999, mientras que el menor número de capturas ocurrió en el muestreo de octubre de 1998 con solo 21 capturas. Para el muestreo de junio de 1998 se alcanzaron las 33 capturas, mientras que para los muestreos de enero y diciembre del 1999 se alcanzaron las 49 y 47 capturas, respectivamente, finalmente para el muestreo de febrero de 2000 las capturas llegaron a 63 organismos (Figura 23).

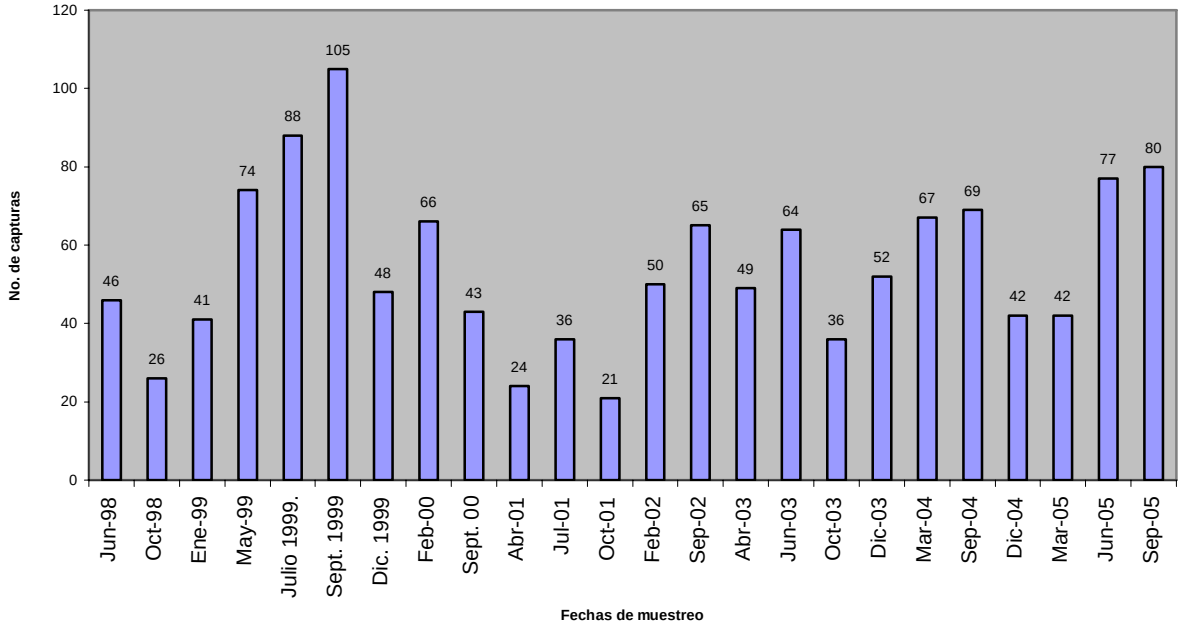


Figura 23 Frecuencia de capturas por fecha de muestreo

Densidad Poblacional

Las densidades encontradas en este hábitat para el *Ch. spinatus* fluctuaron desde los 24 ind./ha, hasta los 106 ind./ha, se identificaron 6 diferentes muestreos durante los cuales los valores de densidad llegaron a mas de 80 ind./ha, estos muestreos fueron los de octubre de 1998, julio y septiembre de 1999, febrero de 2002, septiembre de 2004 y junio de 2005, con 84, 82, 84, 81, 86 y 106 ind./ha respectivamente. Asimismo, se observaron 2 muestreos en los cuales se alcanzaron los valores mínimos de densidad encontrados en todo el ciclo de muestreos, estos fueron los de abril y octubre de 2001 en donde se obtuvieron 24 ind./ha respectivamente. Finalmente se encuentran diez periodos correspondientes a junio de 1998 (50 ind./ha), mayo de 1999 (63 ind./ha) y febrero y septiembre de 2000 (72 y 52 ind./ha), septiembre de 2002 (52 ind./ha), los cuatro muestreos de 2003 que fluctuaron de 52 a 77ind./ha) y finalmente el muestreo de marzo del 2004 con 75 ind./ha), durante los cuales los valores de densidad no alcanzaron su máximo pero tampoco se acercan a los valores mínimos encontrados. La densidad máxima para *Ch. spinatus* en este hábitat correspondió al mes de julio de 2005 (105 ind./ha) correspondiendo a la época de lluvias de verano - otoño y la densidad mínima correspondió a los meses de abril y octubre de 2001 (24 ind./ha) (Figura 24).

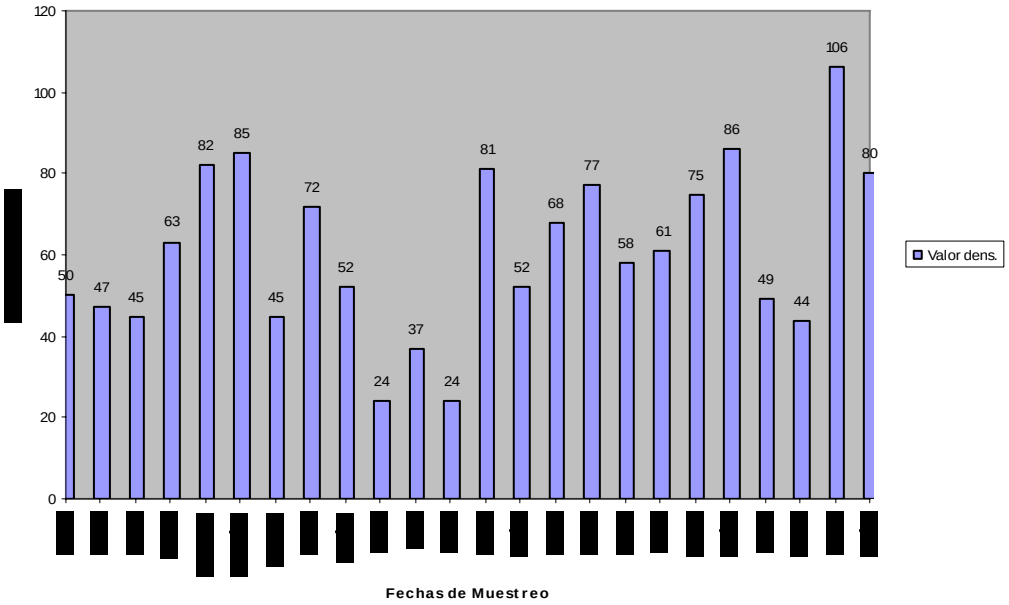


Figura 24. Densidad encontrada de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 8 en condiciones naturales.

Asimismo, fueron estimados los intervalos de confianza al 95% de los valores de densidad, los cuales se encuentran en un rango de ± 2 a 28 individuos del valor de densidad estimado para los diferentes muestreos, lo encontrado indica que los intervalos de confianza son muy buenos y ninguno se separa del valor de densidad estimado de tal manera que este pierda confiabilidad lo cual es atribuido a que la proporción de capturas y recapturas logradas durante todos los muestreos lograron atrapar, la proporción confiable de la población presente en los sitios de muestreo (Figura 25).

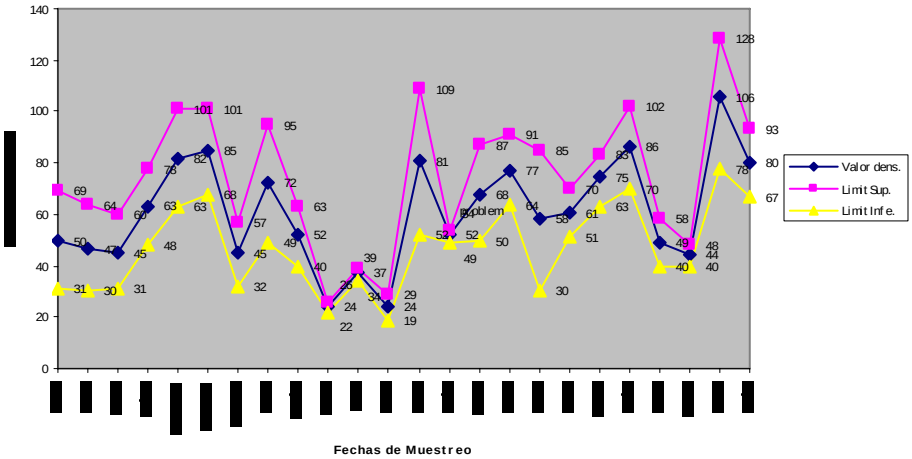


Figura 25. Intervalos de confianza *(P>0.05)* Petersen 95% de confiabilidad en el área 8 en condiciones naturales sin ningún efecto.

De los 473 organismos capturados en esta área solo fueron capturados 8 individuos de la especie *Peromyscus pseudocrinitus* y el resto pertenecieron a la especie *Ch. spinatus pullus* con un total de 465 organismos capturados. Se descartaron 23 organismos capturados para todo el ciclo de muestreos de 1998 a 2005 debido a que durante el manejo se escaparon o había alguna duda con su clave de marcado o por error en la toma de los datos. Encontrando 219 individuos hembras y 223 machos.

Peso Corporal

Por lo que se refiere al peso de los individuos, las hembras de *Chaetodipus spinatus pullus* fluctuó de los 6 g hasta los 34 g a lo largo de todo el ciclo de muestreo. El peso mínimo fue de 6 g y se presentó durante marzo de 2004 mientras que el peso máximo fue de 34 g el cual correspondió al muestreo de septiembre de 2005 para una hembra preñada. Asimismo se observó que las medias para los periodos reproductivos se mantienen entre los 15.56 g y los

17.10 g para los muestreos realizados durante el tiempo en el que no hay actividad reproductivas el peso sufrió un ligero decremento, llegando a fluctuar r las medias de 12.75 g a 14.10 g, respectivamente.

Por lo que se refiere al peso de los machos de *Chaetodipus spinatus pullus,* su peso fluctuó de los 13.19 g a los 19.80 g a lo largo de todo ciclo de muestreo. El peso mínimo encontrado fue de 7 g y se presentó durante el muestreo de septiembre de 2002, mientras que el peso máximo encontrado fue de 32g, el cual correspondió al muestreo de septiembre de 2005. Asimismo, se observó que las medias oscilan entre los 15.56 g y los 17.10 g para todo el ciclo de muestreos de 1998 a 2005.

Asimismo, el análisis de varianza realizado para identificar diferencias en el peso que pudiesen atribuirse al sexo, indica que no existen diferencias en el peso de machos y hembras del *Chaetodipus spinatus* que puedan ser a debidas al sexo (Tabla 9).

Fuente de variacion	gl	cuadrados medios	Fcalculada	F de tablas .05	.01
Sexo	1	19.84360	1.729551	5.32	11.26
Error	271	11.47327			

Tabla 9. ANOVA del peso de *Ch. spinatus* en relación al sexo de los individuos.

El análisis de varianza realizado para identificar diferencias en el peso de machos y hembras las cuales se pudiesen atribuir a las diferentes fechas de muestreo indican que si existen diferencias en el peso del *Chaetodipus spinatus pullus* en el hábitat de Planicies con Matorral xerófilo, lo que puede ser debido a que la disponibilidad de alimento varia a lo a largo del año lo que incide directamente sobre el peso de los machos y hembras, otro de los aspectos por

los que el peso se modifica a lo largo del año es el de los periodos reproductivos ya que cuando las hembras se encuentran en gestación pesan más que los machos, mientras que cuando estas no se encuentran gestando su peso es normal encontrarlo por debajo del de los machos (Tabla 10).

Fuente de variacion	gl	cuadrados medios	Fcalculada	F de tablas .05	.01
Fechas	7	107.5006	11.98675	2.01	2.64
Error	265	8.968283			

Tabla 10. ANOVA del peso de *Ch. spinatus* en relación a las diferentes fechas de muestreo.

Clases de edad

En el área 8 en condiciones naturales se capturaron un total de 219 machos de *Ch. spinatus* en todo el ciclo de muestreo, de los cuales 68 fueron juveniles y 151 fueron adultos.

Mientras que para las hembras se capturaron un total de 223 organismos de los cuales 102 fueron juveniles y 121 fueron adultos.

El mayor número de capturas de machos ocurrió durante los muestreos de junio, julio y septiembre de todos los años 1999 - 2005 con un total de entre 27 y 33 individuos adultos, mientras que el menor número de machos adultos capturados se registró en los muestreos de octubre de 1999 y octubre de 2001, con solo 3 y 9 adultos. En relación a los machos juveniles, la mayor cantidad se registró durante los muestreo de febrero y septiembre de 2000 y septiembre de 2002, con un total de 19, 16 y 21 individuos, mientras que el mínimo encontrado para esta clase, fue durante los muestreos de diciembre y marzo de todos los años muestreales con totales que fluctuaron entre 1 y 6 individuos juveniles.

Así mismo para esta clase se puede observar un incremento a partir del muestreo de junio - septiembre hasta alcanzar su registro máximo durante el muestreo de septiembre de 2002 con un total de 21 machos juveniles en relación a los números encontrados en muestreos anteriores, por lo que se asume que estos individuos que poseen características propias de juveniles como son el poco peso, el tamaño pequeño, la escasez de pelo y las pocas o

nulas características reproductivas son los organismos que se están integrando a la población constituyendo un recambio en esta. Tabla 11.

Por lo que se refiere a las hembras de *Ch. spinatus* encontramos que fueron capturadas un total de 223 individuos de los cuales se registraron 121 adultos y 102 juveniles.

La mayor cantidad de hembras adultas fueron encontradas al igual que los machos durante los muestreos de junio- septiembre de todo el ciclo muestreal con un total de 19 a 26 hembras adultas, mientras que la menor cantidad se registro al igual que los machos durante los muestreos comprendidos entre octubre - enero con totales que fluctuaron entre 2 y 10 hembras adultas. Mientras que para los juveniles se observa que el numero encontrado es mayor que el de los juveniles machos, así mismo se identifica que durante el muestreo de septiembre del 2002, fue capturado el mayor número de juveniles de este sexo (25), mientras que el menor numero de hembras juveniles capturadas se registro durante los muestreos de diciembre – febrero de todo el ciclo muestreal con individuos totales que fluctuaron entre 2 y 8 hembras juveniles. Tabla 10.

	# de Machos	Machos. Adultos	Machos. Juveniles	# de Hembras	Hembras Adultas	Hembras Juveniles
Oct-98	3	3	1	16	8	8
Ene-99	10	7	3	10	8	2
May-99	18	16	2	15	8	7
Julio 99.	27	24	3	32	19	13
Sept.99	22	12	10	26	17	9
Dic. 99	15	5	10	12	10	2
Feb-00	21	2	19	14	2	12
Sept. 00	23	9	16	15	2	13
Abr-01	13	5	9	12	4	13
Jul-01	17	13	5	17	5	12
Oct-01	9	8	1	12	10	2
Feb-02	19	13	4	32	13	13
Sep-02	33	13	21	32	3	25
Abr-03	17	11	4	32	16	18
Jun-03	17	22	10	32	22	3
Oct-03	10	5	5	35	9	16
Dic-03	17	15	6	36	20	8
Mar-04	21	19	1	34	24	5
Sep-04	32	22	10	37	17	18

Dic-04	21	17	4	21	12	9
Mar-05	18	16	2	24	10	14
Jun-05	30	21	9	47	26	21
Sep-05	28	15	13	38	19	19

Tabla 11. Clases de edad por sexo encontradas en el área 8 en condiciones naturales.

Estado reproductivo.

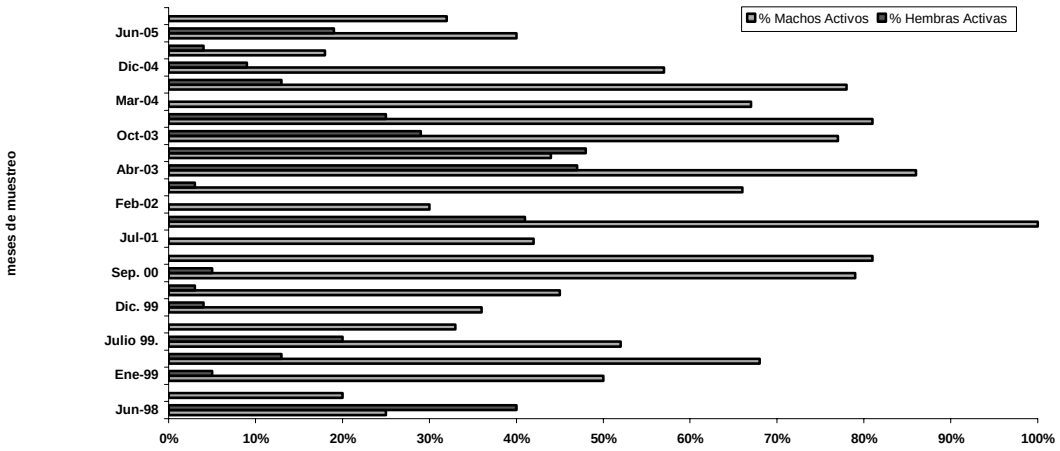
Los periodos reproductivos encontrados para las hembras y machos del *Ch. spinatus pullus* se observo que los machos se encontraron activos durante todos los muestreos.

Las proporciones de machos activos se encontraron desde 18% hasta el 100%, observando que la mayor proporción de machos activos corresponde a l muestreo de octubre del 2001 en donde el 100% de los capturados se encontró activo, mientras que la menor proporción corresponde al mes de octubre de 1998 en donde de los machos capturados el 20% se encontró activo. Figura 26

Por lo que se refiere a las proporciones de las hembras activas estas fueron considerablemente menores a las encontradas para los machos y estas se encontraron desde los 0% hasta el 48% observando que la mayor proporción de hembras activas corresponde al muestreo de junio de 2003 en donde el 48% de las hembras capturadas se encontraron activas, mientras que las menores proporciones fueron encontradas durante siete muestreos (octubre 1998, septiembre 1999, abril y julio del 2001, febrero del 2002, marzo del 2004 y septiembre del 2005) durante estos muestreos del total de hembras capturadas no se encontró ninguna que tuviese alguna condición reproductiva evidente. Figura 26

Con lo anterior se considero como periodo reproductivo cuando las proporciones de machos y hembras activos se empatan por encima del 20% de hembras y machos activos por lo que se pudo determinar que para el hábitat en condiciones naturales existieron periodos reproductivos de la siguiente manera para 1998 y 1999 un periodo reproductivo para cada año con duración de dos meses comprendido entre junio – septiembre, para 2001 un periodo reproductivo

comprendido entre septiembre – octubre con duración de dos meses, para 2003 un periodo reproductivo alargado comprendido de abril – diciembre y finalmente un periodo reproductivo para el 2005 comprendido entre mayo – junio con duración de dos meses. No se registro periodo reproductivo para el año de 2004, mientras que para los años de 2000 y 2002 no se puedo determinar la presencia del mismo debido a que solo se realizaron dos muestreos (febrero y septiembre) para ambos años.



	Jun-98	Oct-98	Ene-99	May-99	Julio 99.	Sep. 99	Dic. 99	Feb-00	Sep. 00	Abr-01	Jul-01	Oct-01	Feb-02	Sep-02	Abr-03	Jun-03	Oct-03	Dic-03	Mar-04	Sep-04	Dic-04	Mar-05	Jun-05	Sep-05
% Hembras Activas	40%	0%	5%	13%	20%	0%	4%	3%	5%	0%	0%	41%	0%	3%	47%	48%	29%	25%	0%	13%	9%	4%	19%	0%
% Machos Activos	25%	20%	50%	68%	52%	33%	36%	45%	79%	81%	42%	100%	30%	66%	86%	44%	77%	81%	67%	78%	57%	18%	40%	32%

Figura 26. Estado reproductivo de los machos y hembras del *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 8 en condiciones naturales.

Proporciones de Sexos.

La proporción de sexos de *Ch. spinatus pullus* en el hábitat de Planicies con Matorral Xerófilo varia desde los 1 a 1 es decir una hembra por cada macho para la mayoría de los muestreos (18 del total de 24 muestreos).

Dos hembras por cada macho para cuatro muestreos (junio 1998, enero 1999, abril y diciembre de 2003), hasta la mayor proporción encontrada durante el muestreo de octubre del 98 en donde se encontró un máximo de 6 hembras por cada macho.

Estas proporciones están en relación tanto con los periodos de actividad como con los estados reproductivos de los organismos ya que las proporciones de sexo de 1 a 1 y 1 a 2 corresponden a los periodos de mayor actividad de los organismos, mientras que la proporción de 6 a 1 podría deberse al reducido numero de machos capturados durante este muestreo. Figura 27.

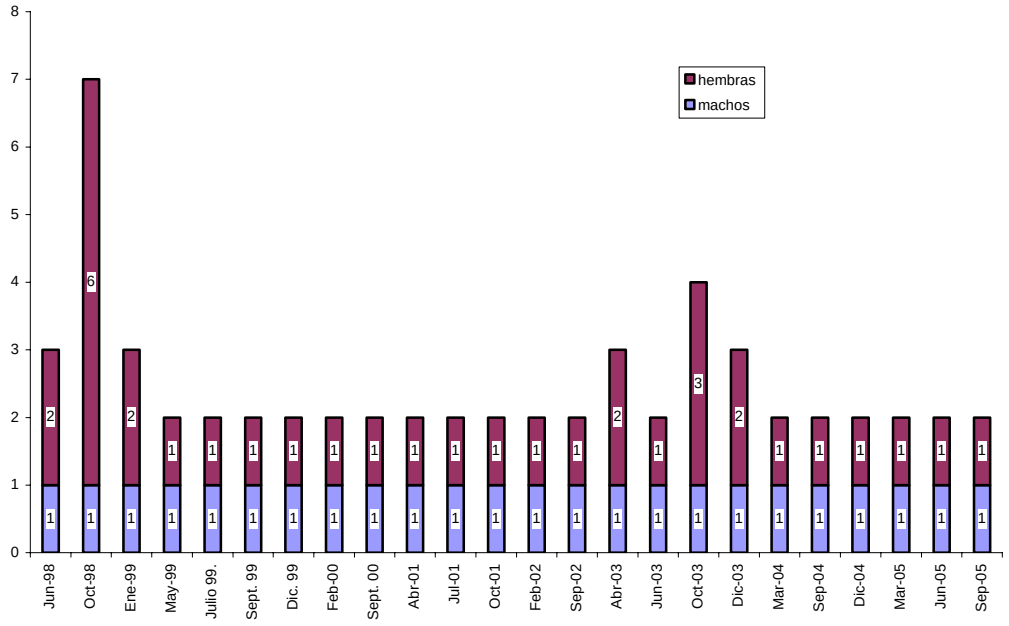


Figura 27 Proporción de Sexos de *Chaetodipus spinatus pullus* en el área 8 en condiciones naturales.

Reclutamiento

Los resultados obtenidos en el rubro del reclutamiento, se expresan como el número de organismos juveniles capturado por primera vez, considerados nacidos in situ en cada uno de los sitios de muestreo.

Se consideraron los individuos juveniles capturados en un total de 23 muestreos de octubre de 1998 a septiembre de 2005 en el área muestreal numero 8.
Los resultados encontrados muestran que en esta área la cual se encuentra en condiciones naturales sin ningún tipo de efecto experimental presento un promedio de reclutamiento de 12.6 organismos juveniles para todo el ciclo de muestreos, lo cual fue ligeramente mayor a lo encontrado en las demás áreas muestreales, con aporte alimenticio donde en promedio los organismos juveniles que se representan en el reclutamiento oscilaron entre 9 y 10 organismos, para las áreas 4 y 2 respectivamente; mientras que en el área 1 la cual cuenta con aporte alimenticio, pero sin efecto de cercado el numero de organismos juveniles en promedio que se integran al reclutamiento fue de 13 organismos para todo el ciclo de muestreos.
Mientras que en las áreas sin aporte alimenticio y con efecto de cercado que son las áreas 3, 5 y 6 el número de organismos juveniles, los promedios oscilaron entre 6, 11 y 10 organismos juveniles que se integran a la población respectivamente estos promedios son similares a los encontrados en las áreas 2 y 4 que cuentan con aporte alimenticio, pero menores a los registrados en el área 1 (con aporte alimenticio y sin efecto de cercado) y en el área 7 (cercada con aporte alimenticio).
Se observa que en el área 8 el reclutamiento de individuos juveniles se incrementa durante el período comprendido entre junio y septiembre coincidiendo esto con los periodos de floración y fructificación en la isla los cuales responden directamente a la presencia de lluvias estacionales.

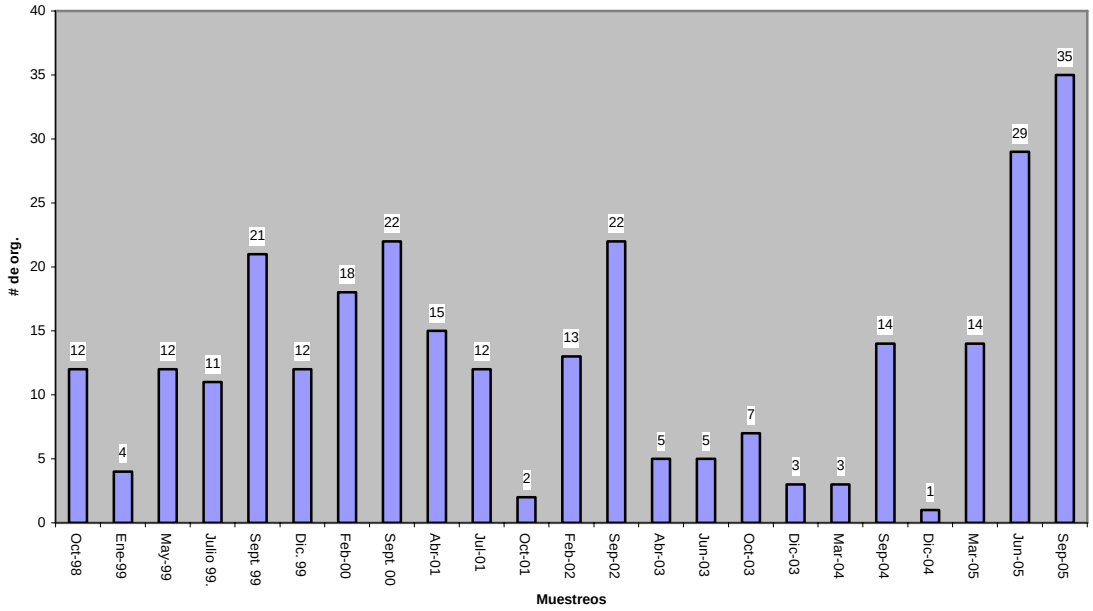


Figura 28. Reclutamiento in situ encontrado en el área 8 en condiciones naturales.

Supervivencia.

La supervivencia fue estimada mediante el listado de captura – recaptura, es decir el registro histórico de captura de cada uno de los organismos, considerando la captura original como captura cero y las subsecuentes recapturas, así como el número de capturas nuevas adicionales que se acumulan cada muestreo.

Lo encontrado indica que la supervivencia máxima encontrada para ambos sexos en condiciones naturales fue de 6 años 9 meses para el área 8 es decir de junio de 1998 a septiembre de 2005 (un total de veintitrés recapturas)

Se determino que existe una alta mortalidad posterior a la primera captura la cual es de entre el 40% y 45% para los adultos y del 35% al 40% para los juveniles.

Para esta área encontramos que la supervivencia posterior a la primera captura oscilo entre 55% y el 60% para los adultos siendo ligeramente mayor la supervivencia en las hembras con un 65% versus los machos con un 60% mientras que para juveniles de ambos sexos la supervivencia oscilo entre el 40% y el 60% para machos y hembras respectivamente y estimamos que en el caso

de los machos juveniles el 25% de los que sobreviven a esta etapa se integran a la clase de los adultos, mientras que en las hembras juveniles se estimo que el 34% de las que sobreviven a la etapa juvenil se integran a la clase de edad de los adultos.

Densidades de roedores en relación a la erradicación de gatos.

La densidad del *Chaetodipus spinatus pullus* muestra que antes del inicio del programa de erradicación del gato doméstico, la densidad de esta especie era de 50 y 47 individuos por hectárea para junio y octubre del 98, ambos valores de densidad corresponden al periodo de tiempo comprendido antes del inicio de la erradicación del gato, posteriormente el registro de densidad se reduce hasta 45.5 individuos para el muestreo de enero del 99 que es cuando se había erradicado el 62.5% de la población de gatos presentes en la isla.

Para el muestreo de mayo del 99 el valor de densidad se incrementa hasta alcanzar los 63.4 individuos así mismo para este muestreo ya se había erradicado el 87.5 % de la población de gatos quedando solo por erradicar 1 organismo de la población total de gatos, posterior a este muestreo se logro erradicar el ultimo gato, registrando un valor de densidad para el *Ch. spinatus* de 82 individuos para el muestreo de julio de 1999, llegando a alcanzar un valor máximo de 85 individuos para el muestreo de septiembre de 1999, el cual es valor mas alto encontrado antes, durante y después del programa de erradicación de la población de gatos de la isla, posterior a este muestreo los valores disminuyen a 45 y 72 individuos por hectárea; el descenso en los valores de densidad pueden deberse a las condiciones climáticas prevalecientes durante ambos muestreos. Figura 28.

El valor mínimo de densidad del *Ch. spinatus* antes del programa de erradicación del gato fue de 47 individuos por hectárea, al finalizar el programa de erradicación se encontraron quince valores de densidad superiores al encontrado antes de la erradicación los cuales fluctuaron en un rango desde 49 hasta 106 individuos, lo cual representa en promedio 24 organismos mas que los

encontrados antes del programa de erradicación y solo se encontraron cinco valores menores que fluctuaron entre 24 y 45 individuos es decir en promedio 11 individuos por hectárea menos que los encontrados antes de la erradicación del gato. Figura 29

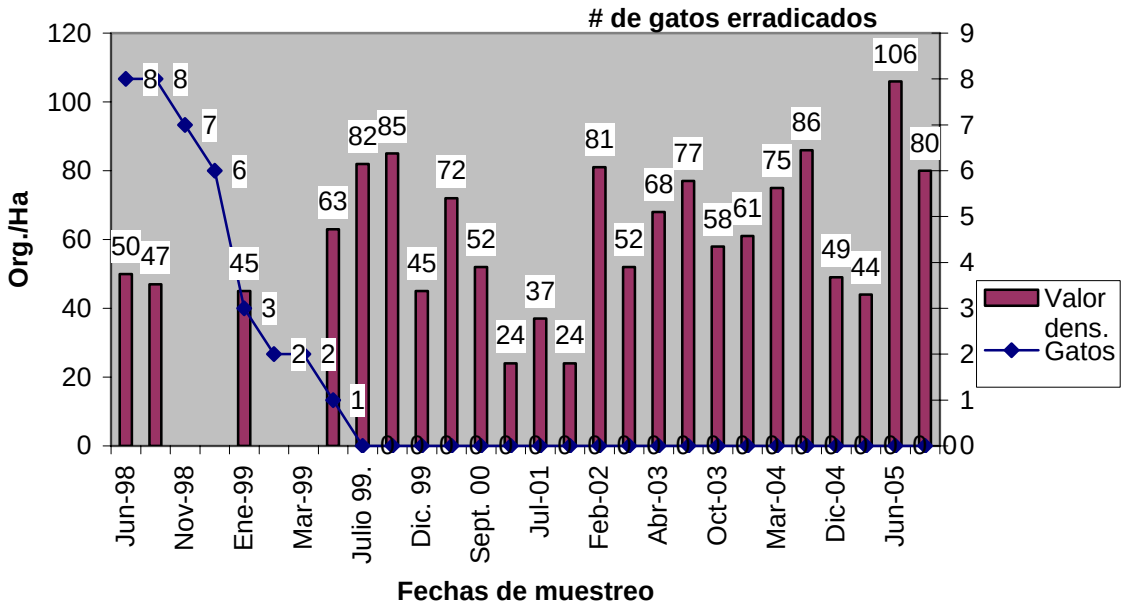


Figura 29. Densidad de *Chaetodipus spinatus pullus* en el Hábitat de Matorral Xerófito de Isla Coronados, en relación con el programa de erradicación de gato domestico realizado en la isla.

CAPITULO V

RESULTADOS

Modelado de la Viabilidad de la Población.

Discusión

Conclusiones

CAPITULO V

MODELADO DE LA VIABILIDAD DE LA POBLACION NATURAL DE *Chaetodipus spinatus pullus* EN ISLA CORONADOS

DISCUSION

CONCLUSIONES

MODELACION DE LA VIABILIDAD DE LA POBLACION.

Existen diferentes opciones para hacer este tipo de simulaciones.

Los trabajos realizados por Brook et al. (1999), Hosack (1997), Coulson et al. (2001), Fagan et al. (2006) realizados estos con diferentes especies en la cual se realizaron comparaciones con algunos modelos como los GAPS, INMAT, RAMAS, Y VORTEX.

Los resultados encontrados fueron equivalentes y sobre todo por la familiaridad con VORTEX y con los facilitadores de los PHVA, es que se eligió utilizar VORTEX para las simulaciones de viabilidad de población de *Chaetodipus spinatus pullus* en este trabajo, en su versión 9.4 (Lacy et al. 2003).

Se realizaron simulaciones del desarrollo de la población de *Chaetodipus spinatus pullus* para proyectar y comparar diferentes escenarios, y tratar de predecir el futuro cercano de esta población y su riesgo de extinción.

VORTEX permite evaluar el efecto de la disponibilidad de hábitat (cambiando la capacidad de carga), desarrolla cada una de sus simulaciones, tomando como base cada organismo en forma individual, pues crea una representación en la memoria y la sigue a través de cada año de su vida, considerando sexo, edad y parentesco. Este programa asume que todas las hembras presentan la misma fecundidad después de que ya son maduras sexualmente.

Respecto de la capacidad de carga se consideraron los discutidos por Bock *et al.* (1994), Woodman *et al*. (1996), Boonstra *et al*. (1992), Lima *et al*., (2002) Longland. (1991).

Respecto de que la densidad de los pequeños mamíferos varía en forma cíclica y estacional. Siendo la limitante principal el alimento aunque también se ven determinadas por los factores climáticos como la precipitación se consideraron los trabajos de: Drozdz, (1967), Baumgartner *et al*. (1985), Banks *et al*. (2000), Khoklova et al. (2000), Bergallo *et al*. (1999, 2002 y 2004).

A partir de estas conclusiones en el presente trabajo se considero un enfoque para la población silvestre para lo cual se hicieron simulaciones con diferentes niveles.

La información de los parámetros que se usaron para la modelación tiene básicamente dos fuentes:

1.- La información general para el género y la especie que se encuentra documentada (Hall *et al*., 1959, Burt *et al.*1976, Huey 1964, Álvarez-Castañeda 1999, Jameson *et al.,*1988)

2.- La información que se ha recabado directamente para *Chaetodipus spinatus pullus* durante 8 años de trabajo en isla Coronado, generando así tablas de vida con los datos generados que incluyen los siguientes datos: capturas totales, machos y hembras, porcentaje de machos y hembras activas, proporción de sexos, número de organismos nuevos y el porcentaje de reclutamiento que representan, la densidad encontrada, supervivencia, mortalidad y el peso para los dos sexos y sus categorías de edad (Anexo 3)

El modelado se realizo para una población en condiciones naturales de Isla Coronados.

De manera inicial, se realizaron simulaciones para establecer las líneas básicas para determinar el número de interacciones (100, 500 o 1,000) y para fijar el periodo de tiempo a proyectar (50 o 100 años). La “línea básica” se refiere al conjunto de parámetros del que se parte cada simulación y en el que se van cambiando algunos valores para las subsecuentes simulaciones (Milller y Lacy 1999).

La línea Básica para la población silvestre original es:

Sistema Reproductivo: *Chaetodipus spinatus pullus* es una subespecie polígama; los machos defienden un territorio y controlan un grupo de hembras (Jones 1993).

Edad reproductiva de las hembras: VORTEX considera esta como aquella en la que se tiene el primer parto, es decir no solo se considera el tiempo en que se inicia la fertilidad. En forma fuera de la normalidad las hembras se pueden preñar a temprana o a edad tardía. Pero se considera que la edad mas usual para considerarlas reproductivas es al primer año.

Edad reproductiva de los machos: Los machos juveniles a pesar de considerarse fértiles por condiciones poblacionales son excluidos por los machos adultos

Máxima edad reproductiva: A pesar de que se sabe que la longevidad es de 5 años en el presente estudio se han recapturado organismos registrados en 1998, sin embargo la máxima edad reproductiva se fijo en 5 años. VORTEX asume que una vez iniciada la reproducción esta se mantiene hasta la senectud.

Tamaño de la Camada: De acuerdo con la bibliografía y con los datos disponibles en el campo es posible encontrar camadas hasta de 5 crías aunque se fijo el tamaño máximo de la camada en 3 debido a que en todas las hembras encontradas con crías estas fueron de 3. Se asumió que la proporción de sexos al nacimiento es de 50%.

Proporción de las hembras reproductivas: Se asumió que en esta especie de heterómido sucede como en otras especies del género en donde la gran mayoría de las hembras son reproductivas todos los años.

Mortalidad: VORTEX solicita las tasas de mortalidad específica por sexo y edad. A pesar de las pocas evidencias al respecto para la subespecie se considera que la mayor mortalidad ocurre entre las crías siendo la principal causa la depredación.

Catástrofes: Para la isla, la sequía es el principal fenómeno que puede afectarles debido al impacto de la misma en la disponibilidad de alimento, se utilizaron los registros climatológicos existentes para Loreto de 1938 a 2005 y se considero como sequía cuando la precipitación no excedió de los 20ctms

Proporción de machos reproductivos: De acuerdo con lo mencionado, esta proporción se fijo en 40% y se evaluó con variaciones a 30% y 50%.

Tamaño inicial de la Población: Se asume que hay una sola población con los datos de 1998 a 2005 y la experiencia en el campo, podemos mencionar que la población en la isla se encuentra aislada y pude ser considerada como una sola población, en la línea básica se fijo el tamaño inicial en poblacional en 5,000 organismos.

Capacidad de Carga: Considerando la información recabada en el campo desde 1998 a 2005, respecto de la densidad y con el registro histórico existente para la especie se determino la capacidad de carga considerando el doble del registro máximo de densidad extrapolado por el área optima de distribución en la isla; La capacidad de carga se fijo en 10,000 animales inicialmente y se evaluó su variación.

Consanguinidad: Dado que se carece de la información particular para la subespecie, se uso el valor que VORTEX tiene por omisión del dato: 3.14
Hay que considerar que esta población a estado aislada genéticamente por lo menos desde el ultimo periodo glaciar a la fecha.

Tiempo: Dado que estos organismos se consideran como organismos de ciclo de vida rápido, no es practico considerar la primera ni la máxima edad reproductiva en un calendario de años o doce meses. En un modelo para roedores ya desarrollado en Vortex se considero una equivalencia de un año Vortex igual a 4 semanas ya que los roedores se considera que la madures sexual a los tres “años” es decir 84 días por lo que se considero dicha conversión para la reproducción, supervivencia, catástrofes y numero de años que corre el modelo, ya que la equivalencia será: 10 años Vortex = 130 años roedores (Traylor-Holzer 2005 Com. Pers.).

ISLA CORONADOS		Mínimo	Máximo
No. de Interaciones	500		2000
No. de años	100		
Extinción	1 sexo		
Número de poblaciones	1		
Consanguinidad	Sin		
Sistema Reproductivo	Polígamo		
Edad de la 1ra rep. Hembras	1		
Edad de la 1ra rep. Machos	1		
Máxima edad Reproductiva	5		
Máximo Numero de progenie/año	3		
Rango de sexos de nac. En % Machos	50		
Rangos reproductivos			
% de Hembras adultas rep.	19	14	48
EV en reproducción	90	10	50
Rangos de Mortalidad Hembras			
Mortalidad edad 0 a 1	40	30	60
SD de mortalidad edad 0 a 1 EV	10		50
Mortalidad anual después edad 1	35	25	60
SD de mortalidad después edad 1 EV	10		50
Rangos de Mortalidad Machos			
Mortalidad edad 0 a 1	45	35	70
SD de mortalidad edad 0 a 1 EV	10		50
Mortalidad anual después edad 1	40	25	60
SD de mortalidad después edad 1 EV	10		50
Catástrofes	sequía		
Efecto	global		
Frecuencia	50	12	16
Reproducción	.50	.25	.75
Supervivencia	0.25		.75
% de machos que rep. En el pool	54		
% de machos exitosos que prod. crías	21.2		
Media	1.3		
Tamaño de población	5000	2500	3000
Capacidad de carga	11000	10000	

Tabla de los principales parámetros de la población silvestre original de *Chaetodipus spinatus pullus* de isla Coronados para la línea básica (L.B.) y su variación en el modelo VORTEX.

Modelación de la población

Con base en la descripción ya mencionada se presentan los resultados de las simulaciones para una población silvestre.

Población silvestre: Se incluyen aquí exclusivamente los escenarios que fueron resultado de la depuración que redujo considerablemente la gran variedad que se generó al ir ajustando el escenario de la línea básica, pero que muestran las tendencias de la población en condiciones naturales o silvestres. Algunos escenarios intermedios simulados de los valores que se presentan y otros mas que resultaron poco relevantes no se muestran en las figuras con la finalidad de mostrar lo mas claramente posible estas tendencias.

Existe incertidumbre sobre el dato real del tamaño inicial de la población por lo que se corrieron modelos iniciales, considerando el registro histórico con la presencia de gato domestico y se modelo con un tamaño inicial de población de 1500 roedores, determinando que la probabilidad de extinción es P(E)=1 en un tiempo promedio de 78 años. Si las condiciones hubiesen seguido igual con la presencia del depredador introducido.

Posteriormente se modelo con tamaños iniciales de población de 2500, 3000 y 5000 organismos, en todos ellos la probabilidad de extinción es P(E)=0.90, P(E)=0.94 en un tiempo medio de 83 años, 91 años y 87años respectivamente la tendencia fue hacia el incremento inicial de la población con una subsecuente caída, es importante mencionar que el tamaño inicial de la población esta basado en la densidad promedio y extrapolado a la extensión del hábitat optimo de *Chaetodipus spinatus pullus,* por lo que se probó tamaños mínimos de población viable con 50, 250, 500 y 1000 organismos encontrando que en todos los casos P(E)=1 en 68 años con una N critica de 50 organismos, mientras que para una N critica de 250 y 500 organismos la P(E)=1 entre 40 y 49 años, al probar con el modelo con una N de 1000 organismos el período de tiempo en el que se presume la extinción es de 70.5 años en todos los casos modelados con los diferentes tamaños poblacionales el escenario es el mismo P(E)=1 en un lapso menor a 100 años (Tabla 1).

TIP	R	DE	P(E)	N	T(E)
1500	0.782	0.627	0.946	14	80.6
2500	0.782	0.614	0.90	13	83.2
3000	0.782	0.621	0.91	15	91
5000	0.782	0.626	0.904	24	87.1

Tabla 11. Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferentes tamaño inicial de la población de *Chaetodipus spinatus pullus*. TIP= tamaño inicial de la población, R= Taza de crecimiento estocástica; DE= Desviación estándar; P(E)= probabilidad de extinción; N= Tamaño de la población final; y T(E)= Tiempo medio de extinción.

Es importante mencionar que no se considero el efecto de la endogamia en la población, ya que el modelo considera los cálculos como inviables, debido a los tamaños poblacionales iniciales para modelos no letales no se puede determinar la depresión por endogamia. Esto pudo deberse a la limitante de la disponibilidad de los datos o bien a una limitante propia del programa.

Un parámetro que resulto importante en la sensibilidad fue el de la mortalidad de las crías, la cual en un principio se determino que era de 53% para las hembras y de 66% para los machos, la depuración de escenarios considerando el periodo de vida de los roedores, permitió que se fijara para la línea media en 40% para las hembras y en 45% para los machos y se probaron escenarios de 30% y 60% para la hembras y de 35% y 70% para los machos, lo que se determino con base en estas mortalidades para ambos sexos, durante la clase de edad de los juveniles es que bajo los diferentes escenarios las tendencias llevan al decline de la población con P(E)=1 en un tiempo promedio de 88 años en el caso de los machos, mientras que para las hembras fue de 96 años, lo cual se explica por la mayor mortalidad de los machos durante esta clase de edad.

La influencia del factor del porcentaje de las hembras reproductivas, tuvo como resultado no ser un factor tan marcado o relevante en el crecimiento poblacional, se probaron en este sentido en la línea media 19% con escenarios a 14% y 48% determinando que para la variante del 14% de hembras reproductivas P(E)= 0.38 en un tiempo medio de 105 años en donde de 500 simulaciones en 190 de ellas se extinguen y en 310 sobreviven siendo en este sentido relevante el aporte de las

hembras al incremento poblacional siendo la taza de crecimiento para el 48% de las hembras de r= 0.691 (Tabla 12)., sin embargo al considerar la variable del 48% de hembras reproductivas que es el registro máximo encontrado en campo la probabilidad de extinción se incrementa P(E)= 0.94

TM	R	DE	P(E)	N	T(E)
19	0.94	0.627	0.946	2.41	87
14	0.691	0.621	0.380	107	105.3
48	0.877	0.605	0.946	.76	80

Tabla 12. Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferentes tazas de mortalidad de *Chaetodipus spinatus pullus*. TM= Taza de mortalidad (porcentaje) R= Taza de crecimiento estocástica; DE= Desviación estándar; P(E)= probabilidad de extinción; N= Tamaño de la población final; y T(E)= Tiempo medio de extinción.

La mortalidad de los adultos resulto ser convergente entre los sexos, ligeramente mayor en el caso de los machos y similares a los cambios que se realizaron con las hembras, en las simulaciones, cuando se modifico la mortalidad de alguno de los sexos, se mantuvo la del otro como en la línea básica. Este es uno de los casos en que uno de los factores asociados al sexo parece poco relevante, tal como la mortalidad de los machos adultos, pues su efecto es mínimo. Sin embargo, el efecto en la población por la mortalidad de las hembras adultas es significativo e impacta directamente en la viabilidad de la población.

En el análisis de la sensibilidad, antes de analizar mas de un factor a la vez, se hicieron simulaciones en particular para la sequía: en un primer escenario se le elimino y la probabilidad de extinción fue menor a lo ya descrito P(E)=0.64, en otro se incremento la frecuencia siendo esta la que se utilizo para la línea base donde se determino que la probabilidad de sufrir una sequía en la isla es de 50% y la probabilidad de extinción se incremento P(E)=1. Posteriormente se simulo con dos diferentes valores menores al de la línea media que fueron de 12% y 16% y la probabilidad de extinción se redujo P(E)=0.72 y P(E)=0.70 respectivamente con un tiempo medio de extinción de 84.5 años

El efecto de la sequía se introdujo afectando a la proporción de hembras que participan en la reproducción por lo que otra simulación que se realizo fue la combinar el efecto de la sequía con la proporción de hembras que participan en la

reproducción que fue el otro factor que presento una reducción en la probabilidad de extinción y lo que se encontró fue que P(E)=0.14 en donde de 500 simulaciones solo en 34 se extinguen y sobreviven en 432 de ellas, por lo que se ve la influencia de la sequía en la proporción de hembras que se reproducen (Tabla 13)

S	R	DE	P(E)	N	T(E)
0	0.444	0.49	0.648	496.25	83.2
50	0.943	0.626	0.904	24.19	87.1
12	0.431	0.549	0.720	203.21	84.5
16	0.465	0.575	0.70	173.60	84.5
*12	0.154	0.597	0.14	885.67	101.4

Tabla 13. Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferentes proporciones de sequía para *Chaetodipus spinatus pullus*. S= Probabilidad de sequía (porcentaje) R= Taza de crecimiento estocástica; DE= Desviación estándar; P(E)= probabilidad de extinción; N= Tamaño de la población final; y T(E)= Tiempo medio de extinción; *sequía del 12% con proporción de hembras del 48%.

Otra de las simulaciones que se puede relacionar con las dinámicas poblacionales de *Chaetodipus spinatus pullus* es en el que se comparan las diferentes capacidades de carga en donde se afecta a toda la población al disminuir el alimento disponible, para el presente estudio se considero el área total optima de *Chaetodipus spinatus pullus* y considerando su densidad máxima encontrada se duplico y se consideró como la capacidad de carga y se extrapolo al área total optima, para un total de 11,000 organismos. Y se probaron modelos con 10,000 y 15,000 organismos

Se determinó que con esa capacidad de carga la probabilidad de extinción es de P(E)=0.904. Mientras que para el modelo de 10,000 organismos la P(E)=0.896 y para el de 15,000 organismos la probabilidad de extinción fue de P(E)=0.890 en ninguno de los modelos se rebasa la capacidad de carga sin embargo del total de 500 simulaciones en 445 se extinguen y 55 de ellas sobreviven.

Finalmente se evaluó la respuesta al aporte de suplemento alimenticio en donde se consideraron los registros de densidad, así como el porcentaje de 71% de hembras reproductivas que se encontró en las áreas que tenían aporte alimenticio los resultados de las simulaciones muestran el mejor escenario encontrado en el

cual la probabilidad de extinción fue de P(E)=0.012 en donde de 500 simulaciones realizadas se extinguen en 81 de ellas y sobreviven en 419.

En la Tabla 14 se puede observar el beneficio del aporte alimenticio en la viabilidad de la población al incrementar la supervivencia y reducir la probabilidad de la extinción con diferentes proporciones de hembras reproductivas.

HR	PS	CP	R	DE	P(E)	N	T(E)
71	12	11000	0.169	0.741	0.606	3053	+100
71	12	15000	0. 169	0.749	0.012	5575	+100
19	12	15000	0.388	0.689	0.692	394	+100
14	12	15000	0.490	0.673	0.858	209	+100
48	12	15000	0.021	0.747	0.162	2493	+100

Tabla 14. Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferentes combinaciones de manejo (proporción de alimento) para *Chaetodipus spinatus pullus*. HR= % de hembras reproductivas, PS= % de sequía, CP= Capacidad de carga, R= Taza de crecimiento estocástica; DE= Desviación estándar; P(E)= probabilidad de extinción; N= Tamaño de la población final; y T(E)= Tiempo medio de extinción; *sequía del 12% con proporción de hembras del 48%.

DISCUSION

No podemos separar el estudio de las especies de roedores de isla Coronados sin los antecedentes sobre introducción de gato domestico y monitoreo de las poblaciones ya que dan un panorama muy claro de la problemática sufrida por estos roedores, por lo que comenzaré esta discusión, analizando este factor que a pesar de que no es el tema de estudio del presente trabajo, pero si da un antecedente importante al mismo.

Se desconoce cuando fue introducido el gato (*Felis catus*) a Isla Coronados, sin embargo, se sabe que incluyo a los roedores como parte de su dieta ya que el 75% de la misma estaba constituida de roedores (Arnaud, 1996). A pesar de no existir información sobre las densidades de estos roedores, en 1994 fueron incluidos en la Norma Oficial Mexicana 059, como especies amenazadas.

Se reconoce que el efecto del gato en Isla Coronados, fue un factor que originó la extinción de la rata endémica de la isla *Neotoma bunkeri* (Arnaud, 1996, Alvarez-Castañeda, 1997). En base a lo anterior y a los datos existentes sobre las densidades de las otras dos especies de roedores nativos de la isla, se implementó un programa de erradicación del gato. Al mismo tiempo fue llevado a cabo el seguimiento de la población de roedores para conocer los cambios en esta, posterior al programa de erradicación.

La información existente sobre los roedores de la isla, era producto de tres estudios puntuales, de corta duración.

De este modo, Smith *et al*., (1993) reportaron solo la captura de un ejemplar de *Chaetodipus spinatus pullus* en dos diferentes épocas (1989 y 1990), habiendo utilizado 249 trampas por periodo de muestreo; Alvarez-Castañeda (1994) capturó solo 20 individuos de *Peromyscus pseudocrinitus* en una sola noche, pero no reporta el numero de trampas utilizadas. Por su parte, Arnaud (1995) encontró densidades igualmente bajas en una sola sesión de trampeo con duración de una semana, habiendo muestreado una superficie total de 201,200 m² y un total de 908 trampas de trabajo,

utilizadas en 9 sitios diferentes de la isla habiendo obtenido densidades que fluctuaron de: 0.18 ind/ha en un zona de planicie de matorral xerófilo, a 1.19 ind/ha en una hábitat de pendientes pedregosas.

La presente investigación da una mejor idea del estado de las poblaciones de *Chaetodipus spinatus pullus* en la isla ya que ha sido efectuada en un lapso de tiempo mayor, además de que sirve de análisis tanto para la eventual justificación de programas de erradicación de gatos en otras islas con presencia de roedores nativos, como para el manejo y conservación de estas poblaciones.

Los resultados de las capturas de roedores reportadas por Smith *et al*., (1993), Alvarez-Castañeda, (1994) y Arnaud, (1995) pudieron ser engañosas, en virtud de que son puntuales y que no pueden ser comparadas con otros datos del mismo año en que fueron realizadas. Así, tal vez las bajas capturas pudieron deberse a que simplemente las poblaciones se encontraban en un periodo de baja densidad, dentro de un comportamiento cíclico que se presenta en roedores (Miller *et al.,* 1995, Kirkland, 1990, González-Romero, 1995).

Los resultados de la vegetación y el suelo indican que no existen diferencias entre las áreas que pudiesen afectar el número de roedores presentes en cada uno de los sitios muestreados, ya que no existen limitantes para el establecimiento de las madrigueras de estos organismos y por el contrario los resultados encontrados de la textura, constitución y conductividad eléctrica, favorecen el establecimiento de madrigueras en todas las zonas anteriormente descritas, ya que estas coinciden con las características que requieren los heterómidos fosoriales y Miuridos y las cuales menciona autores como Genoways *et al*. (1993), Parmesh *et al.* (1993), Alvarez-Castañeda *et al.* (2005).

La diferencia en el numero de capturas de una y otra especie radica básicamente en los hábitos de cada una, ya que los sitios donde se localizan los cuadrantes cumplen con las requerimientos y condiciones que requiere *Chaetodipus spinatus* para su establecimiento, mientras que *Peromyscus pseudocrinitus* se encuentra mas restringido o cercano a las áreas donde el suelo es mas rocoso. De tal forma que las áreas muestréales han presentando una captura constante con eficiencia de trampeo cercana al 60%.

Los valores de densidad obtenidos para *Chaetodipus* en las diferentes áreas muestréales sometidas al efecto de la manipulación mediante el aporte de suplemento alimenticio indican incrementos, en relación a los cambios de las densidades de los roedores y la presencia de aporte alimenticio externo, ya que se observaron diferencias de los valores obtenidos entre el inicio del experimento con aporte alimenticio y durante este.

Los valores de densidad se incrementaron de tal manera que en las áreas con suplemento alimenticio hubo una diferencia de hasta 32 individuos más comparando antes del funcionamiento de las estaciones alimenticias y después del funcionamiento de éstas y al comparar dichos incrementos con las áreas sin aporte alimenticio externo. En este sentido, los sitios que no cuentan con aporte externo la densidad se reduce o aumenta muy poco, existiendo una diferencia entre los sitios con aporte y sin aporte de 20 a 25 org/ha.

Estos incrementos o respuesta poblacional a la presencia de alimento coinciden con lo reportado por otros autores como: Stapp et al. (2002 y 2003), Barret et al. (2003,) Finerty (1945,) Walsh (2000)., Bock et al (1984, 1994.) Fryxell et al. (1998); todos ellos monitoreando la respuesta poblacional a la existencia de disponibilidad de alimento o al aporte de suplemento alimenticio externo.

Del presente estudio, se puede deducir el beneficio en términos numéricos, de la existencia de aporte de alimento suplementario. Es importante mencionar que para la presente investigación, la depredación por otros depredadores naturales de la especie en la isla, como son aves rapaces y serpientes se consideró como reducida en comparación con la depredación realizada por el gato doméstico; coincidiendo con lo reportado por Anderson (1977), el cual en una comparación de la influencia de diversos depredadores sobre las poblaciones de roedores, concluyó que el gato era el que provocaba el mayor impacto

Las pruebas estadísticas Chi cuadrada indican que existe relación entre el incremento de los roedores y la existencia de aporte alimenticio. Sin embargo es conveniente considerar que los factores ambientales y de calidad del hábitat tienen un papel importante en los cambios cíclicos de las poblaciones animales, particularmente de roedores. En las islas, la presencia de lluvias es un factor

crucial; ya que estos están estrechamente relacionados con la presencia de los eventos climáticos como tormentas tropicales o huracanes que afectaron la península de Baja California Sur. Como menciona Martínez-Gutiérrez *et al.* (2004),la presencia de huracanes produce precipitaciones que exceden incluso los registros máximos anuales de precitación; en particular para la isla tuvieron un fuerte efecto los huracanes, Juliette en 2001, Ignacio y Marty en 2003, los cuales dejaron fuertes precitaciones en la isla, lo que se vio reflejado en los procesos de floración y fructificación y por ende en la disponibilidad de alimento existente, la cual se ve reflejada en el incremento en la densidad de las especies en la isla al año siguiente del evento estocástico, es posible que condiciones de escasa o nula precipitación repercutan en una reducida disponibilidad de alimento para los roedores, por lo que estos presentarán una disminución en su población, siendo así más sensibles a la depredación.

Debido a esto, es justificada la categoría de amenazada que presentan ambas especies en la NOM (1994). Aunado a lo anterior, las islas son ecosistemas frágiles debido a su aislamiento y a que no existe inmigración o emigración de especies (excepto el caso de aves migratorias), tal es la explicación de los endemismos presentes.

Las modificaciones que pudieran presentarse en estos ecosistemas debido a causas naturales (periodos prolongados de sequía, lluvias y vientos torrenciales debido a huracanes) o inducidos (introducción de especies, turismo no regulado, saqueo de especies, modificaciones del hábitat) pueden repercutir directamente o indirectamente en la extinción de especies.

Las densidades obtenidas en el presente trabajo, son comparables a las reportadas para otras especies de roedores en otras regiones áridas, como la península de Baja California (Gómez-Ezqueda, 1996 y Trujano, 2000) y Sonora (González-Romero, 1995), lo cual indica una similitud en el comportamiento de las poblaciones de roedores, las cuales sufren incrementos en la temporada de lluvias, lo cual se ha demostrado en los heterómidos, donde sus poblaciones tienen correlación con la presencia de producción de frutos, semillas y plántulas,

las cuales son el resultado directo de la precipitación (Braun, 1985), mientras que los cricétidos registran fluctuaciones cíclicas de la población con ciclos de bajas y altas densidades alternado cada dos años (Krebs y Meyer, 1974).

Las variaciones en las captura de individuos a lo largo del estudio parecen estar directamente relacionadas tanto con las condiciones climáticas, como con el ciclo anual de actividad de la especie, de tal forma que las mayores capturas coinciden con los picos de actividad de ambas especies (agosto - septiembre) mismo periodo en el que se presentan las lluvias y con ello los periodos de floración y fructificación de la vegetación, coinciden con lo reportado por Miller *et al*. (1995).

En relación a la vegetación de Isla Coronados, los periodos de floración y fructificación de la vegetación coinciden con lo reportado por Wiggins (1980), Roberts, (1989) y León de la Luz *et al*., (1996) realizados en la península de Baja California.

Es importante resaltar que el mayor número, tanto de floraciones como de fructificaciones, se presentó en la temporada de lluvias de agosto – septiembre.

La temperatura y precipitación registradas en Isla Coronados, coincidieron con los reportados por García (1981). Dichas temperaturas y precipitaciones son características del clima Bw(h)hW(e) es decir clima muy seco cálido y extremoso, las temperaturas tanto máximas como mínimas se presentaron durante los meses de verano, llegando a alcanzar hasta 41.2ºC durante el día y 15ºC durante la noche.

Los registros de precipitación de la estación meteorológica de Loreto mostraron que los años de 1998 y 1999 fueron particularmente secos, presentando la única precipitación en ambos años en septiembre de 1999 con un total de 31.6 mm registro que está por debajo de la media descrita por García (1981), asimismo el registro histórico de la estación meteorológica de Loreto, de 1940 a 1992, indica una variación importante en la presencia de las lluvias, existiendo periodos con muy poca precipitación y periodos con precipitaciones anuales superiores a los 250 mm.

La presencia de las lluvias en la isla parece ser el factor que rige los periodos de floración y fructificación de la vegetación, lo cual afecta y condiciona directamente los periodos de reproducción de ambas especies de roedores. En la ausencia de la lluvia, el rocío y la humedad relativa son fuentes de humedad que son aprovechadas por la vegetación para sus periodos de floración y fructificación.

Los pesos promedio encontrados en las cuatro clases de edad de los roedores (machos adultos, machos juveniles, hembras adultas y hembras juveniles), indicaron que los individuos de las áreas con aporte alimenticio externo muestran una diferencia estadística significativa entre los machos adultos y juveniles y las hembras adultas de estas áreas y los machos adultos, machos juveniles y hembras adultas de los sitios que no contaron con aporte alimenticio, solamente fueron las hembras juveniles de las áreas sin aporte alimenticio las que pesaron en promedio mas que las hembras juveniles de los sitios con aporte de alimento presumiblemente debido al numero de individuos capturados de esta clase que en este sitio en particular fue mayor.

De la misma forma es importante resaltar que los organismos presentan una diferencia en el peso a lo largo del año. Dichas diferencias en el peso pueden ser atribuidas a diferentes causas como es la disponibilidad de alimento, los períodos de actividad propios de la especie y los periodos reproductivos

Los pesos de los individuos capturados en Isla Coronados, se encuentran dentro de los rangos reportados para la especie de acuerdo con los ejemplares en la colección Mastozoológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, así mismo los pesos registrados se encuentran reportados dentro de los rangos descritos para el género por Burt *et al*., (1976) y Jameson *et al*., (1988). Aun hace falta información de los factores que modifican el peso de los organismos a lo largo del año en Isla Coronados y como estas variaciones estacionales actúan en la dinámica de la población.

Por lo que se refiere a los periodos reproductivos de *Chaetodipus spinatus pullus,* la mayor proporción de machos y hembras con condiciones reproductivas se presentaron en los meses de la temporada de lluvias, sin embargo, la actividad reproductiva de *Ch. spinatus* se inicia en el periodo de secas (febrero –junio), otros

autores como Kenagy *et al.* (1985) y Zeng *et al.* (1987) reportan que el mayor número de nacimientos se presentan al inicio de las lluvias, debido a que existe una mayor cantidad de semillas disponibles para los juveniles. Cramer *et al*., (1990) mencionan que estos organismos pueden llegar a presentar dos periodos reproductivos al año cuando las condiciones del hábitat son adecuadas para la reproducción. Para *Chaetodipus* su reproducción depende de la abundancia de alimento pudiendo presentar dos periodos reproductivos al año si las condiciones son propicias (Jameson, 1988), de tal forma que las diferencias encontradas entre los sitios con aporte alimenticio y sin el, se puede observar un solo periodo al año con duración de 6 meses, mientras que en los sitios sin aporte externo presentaron 2 periodos reproductivos al año con duración de 2 meses cada uno, concordando con lo reportado para otras especies y para el género.

Las proporciones de sexo encontradas fueron de 1:1 lo cual coincide con lo reportado por Trujano (2000) y Gómez-Ezqueda (1996). Las proporciones de sexos se ven modificadas a largo del año sobre todo previo a los periodos reproductivos en donde las proporciones de hembras en relación a los machos se incrementan siendo este incremento de hasta 6 H:1M

Las clases de edad encontradas para *Chaetodipus spinatus pullus* indican que los adultos, tanto hembras como machos, están presentes todo el año, mientras que los juveniles estuvieron presentes posterior al periodo reproductivo (desde agosto – septiembre hasta finales de año).

Por lo que se refiere a los adultos tanto hembras como machos están presentes todo el año correspondiendo sus números más altos al periodo reproductivo, para posteriormente descender su número a los niveles registrados previos al periodo reproductivo coincidiendo estos cambios en el numero de juveniles y adultos con lo que reporta Jameson, (1988) para el generó.

Los resultados sobre viabilidad de poblaciones mediante el uso del programa VORTEX

El estudio del análisis de la viabilidad de poblaciones esta ampliamente documentado en muy diversos grupos desde aves (Amstrong *et al*. 2000), insectos (Schultz *et al*. 2005), peces (Legault *et al.* 2004), plantas (Morris *et al.* 2002),

mamíferos (Taylor 2001, Mcloughlin *et al.* 2002, Mace *et al*. 2005, Cancino 2005) todos los ellos utilizando modelos PVA como herramienta para la determinación del efecto de la regulación de la densidad en las poblaciones, o el análisis de metapoblaciones, o para el diseño de reservas de manejo y conservación.

Esencialmente los modelos PVA proveen estimaciones cuantitativas para la estimación del riesgo de extinción, mediante el análisis de los aspectos demográficos de la especie, bajo el concepto base de que todos los impactos ecológicos afectan el tamaño de la población en las tazas de natalidad y mortalidad y utiliza esta información demográfica para predecir la dinámica poblacional y la probabilidad de que esta población persista por un periodo de tiempo especifico (Drake, 2004).

En particular respecto del modelado de la viabilidad de la población de *Chaetodipus spinatus pullus* de isla Coronados y considerando el registro histórico existente en el cual la especie paso por periodos de densidades sumamente bajas de 5 organismos por hectárea, posterior a la erradicación de su principal depredador, la densidad se ha ido incrementando hasta alcanzar registros máximos de 100 organismos por hectárea, considerando exclusivamente el registro aislado de la densidad se aprecia una recuperación en el numero de organismos presentes en los sitios de muestreo, sin embargo el análisis completo de los diversos factores tanto demográficos, como estocásticos ambientales indica claramente que la población de *Chaetodipus spinatus pullus,* tiene un tamaño poblacional sumamente variable y una distribución restringida en la isla, con poco intercambio de organismos entre las áreas ya que presentan una alta fidelidad al sitio.

En general con estas condiciones *Chaetodipus spinatus pullus,* es altamente vulnerable a la extinción lo cual coincide con lo reportado por otros autores para otras especies de pequeños mamíferos (Brito et al. 1999, 2006, Pergams & Nyberg 2001, Matthycen 2005).

El modelado de las tendencias poblacionales muestra claramente que de no tomarse acciones de manejo y conservación la población de *Ch. spinatus pullus* estudiada presenta altas probabilidades de extinción en un tiempo relativamente

corto (menor a 100 años). Su tamaño el cual es sumamente variable, los efectos estocásticos como pueden ser la presencia de sequías, la probable endogamia, la depredación, la posible reintroducción de especies exóticas y las alteraciones o cambios en el hábitat por efecto del turismo en la isla son los principales factores que inciden en el incremento de su probabilidad de extinción.

El modelado de las tendencias poblacionales de diferentes especies ha demostrado ser una fuerte herramienta para predecir los riesgos de extinción y como base en los criterios de toma de decisiones de conservación y manejo.

Uno de los principales cuestionamientos sobre el uso de modelos PVA para modelar las tendencias poblacionales es el que pueden presentar errores y deficiencias ya que generalizan los efectos de variables y establecen condiciones particulares que pueden o no ocurrir naturalmente (Brook *et al*. 2002).

Sin embargo VORTEX ha demostrado que puede realizar predicciones de alta confiabilidad, disminuyendo la probabilidad de error (Brook et al, 2000, Madan *et al.* 2001, Maehr *et al.* 2002).

Sin embargo es cierto que lo mas recomendable si lo que se desea es modelar tendencias poblacionales con las características propias de la especie en este caso de *Ch. spinatus pullus*, es obtener los datos propios de la especie (demografía, genética, biología reproductiva, numero y tamaño de las poblaciones, capacidad de carga, variabilidad ambiental, la presencia de catástrofes ya sean locales o regionales), entre mas precisos sean los datos, mejor será el modelo y por ende tendrán mas sustento la toma de decisiones (Soule 1987, Brook *et al*, 2000, Madan *et al*. 2001, Maehr *et al.* 2002)

Los escenarios del modelado con la población silvestre indican que el tamaño de la población es un dato que provoca incertidumbre ya que no existe la certeza de cual fue el tamaño de la población inicial, sin embargo bajo ninguno de las simulaciones se alcanzo la capacidad de carga con un tamaño inicial de 5000 organismos, incluso bajo algunas simulaciones con este tamaño de población se obtienen buenas probabilidades de supervivencia, lo cual es similar a lo encontrado por Madan et al. 2001 para *Peromyscus polinotus*, y a lo encontrado por Wilson 2003.

Un parámetro que resulto muy importante es el de la mortalidad de las crías, ya que la tendencia en el crecimiento de la población *Ch. spinatus pullus*, cambia sensiblemente conforme se modifica la mortalidad de las crías lo cual coincide con lo reportado por Madan *et al.* (2001), y Drake (2004).

Burbidge *et al*. (2000), mencionan que la implementación de programas de erradicación de depredadores, debe de ser evaluada ya que la depredación puede no ser el único factor que este limitando a la población.

La depredación sobre la clase de juveniles en roedores esta bien documentada (Bock *et al*. 1994, Woodman *et al*. 1996, Boonstra *et al*.1992, Lima *et al.* 2002)

En todos los casos la mortalidad de los juveniles es determinante para el crecimiento de las poblaciones, como los resultados encontrados en el presente estudio.

La relación de las catástrofes para la isla son de diferente índole y su efecto es global en el caso de la isla, básicamente para el presente trabajo se consideraron dos la presencia de ciclones y la sequía.

Los ciclones para la isla Coronados más que actuar como una catástrofe, son beneficiosos por las lluvias que acarrean, lo cual indica una similitud en el comportamiento de las poblaciones de roedores, las cuales sufren incrementos en la temporada de lluvias, lo cual se ha demostrado en los heterómidos, donde sus poblaciones tienen correlación con la presencia de producción de frutos, semillas y plántulas, las cuales son el resultado directo de la precipitación (Braun, 1985), mientras que los cricétidos registran fluctuaciones cíclicas de la población con ciclos de bajas y altas densidades alternado cada dos años (Krebs y Meyer, 1974).

La presencia de sequías según las simulaciones realizadas a la población probablemente se ven afectadas las tasas reproductivas disminuyéndolas conforme se prolonga la falta de lluvias lo cual coincide con lo reportado por Krebs y Meyer (1974).

Finalmente los mejores escenarios de supervivencia son aquellos en los que se combinaron mas de un factor como el aporte de suplemento alimenticio en donde se consideraron los registros de densidad, así como el porcentaje de 71% de hembras reproductivas con una probabilidad de sequía del 12% en el cual la

probabilidad de extinción fue de P(E)=0.012 en donde de 500 simulaciones realizadas se extinguen en 81 de ellas y sobreviven en 419.

Esto es similar a lo reportado por otros autores como: Miller *et al*. 1995, Stapp et al. (2002 y 2003), Barret et al. (2003,) Finerty (1945,) Walsh (2000)., Bock et al (1984, 1994.) Fryxell et al. (1998); todos ellos monitoreando la respuesta poblacional a la existencia de disponibilidad de alimento o al aporte de suplemento alimenticio externo.

Lo cual provee una posible alternativa de manejo de la población de los roedores presentes en la isla

Se puede resumir que el modelado de las tendencias poblacionales de *Ch. spinatus pullus*, son congruentes con la situación ecológica que existe en la isla.

CONCLUSIONES

Las poblaciones de roedores presentan un incremento en sus densidades posterior a la implementación del experimento de aporte alimenticio, siendo estas diferencias significativas.

La generación de los cercados ha favorecido la supervivencia de las poblaciones de ambas especies de roedores al evitar o al menos disminuir la depredación de las mismas.

El análisis de los factores medio – ambientales, como la precipitación indican una estrecha relación de esta con las dinámicas poblacionales de las especies de roedores en la isla.

La vegetación en la isla presenta sus periodos de floración y fructificación entre junio y octubre estando estrechamente relacionados con la presencia de las lluvias.

Los pesos, clases de edad y las proporciones de sexos encontradas en todos los sitios de muestreo para ambas especies, concuerdan con lo registrado por otros autores para poblaciones de roedores en zonas áridas.

Las poblaciones de roedores en la isla, son susceptibles a los cambios y perturbaciones que se presenten en el ambiente.

Es necesario un monitoreo de las poblaciones de roedores residentes en islas, por períodos mayores de tiempo.

El análisis de la Viabilidad de poblaciones indica que esta especie se encuentra en riesgo y es altamente susceptible a los efectos estocásticos ambientales que pudiesen presentarse en la isla por lo que es necesario continuar monitoreando su población y prevenir posibles alteraciones que pudiesen presentarse sobre todo debidos a efectos estocásticos ambientales.

Las respuestas encontradas hasta el momento aportan información adicional tanto en el rubro de conservación como en el de manejo de esta especie endémica.

BIBLIOGRAFIA

Adler G.H. 1984. Demography and reproduction in island and mainland white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in southeastern Massachusetts. Can. J. Zool. 62 pp. 58-64.

Adler G.H. 1994. The Island syndrome in rodents populations. The Quarterly Review of Biology 69 (4) pp. 473-490.

Adler G.H. 1998. Impacts of resource abundance on populations of a tropical forest rodent. Ecology 79 (1) pp. 242-254.

Aguirre, E., Huss, D. 1984 Fundamentos de manejo de pastizales. Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey N.L. México. Cap. VI pp.74 - 82

American Society of Mammalogists. Why Species become Threatened or Endangered : A Mammalogist's Perspective.

Alcover, J., M. McMinn 1994. Predators of vertebrates on islands. BioScience Vol.44 No1 pp.12 - 18

Alvarez - Castañeda S. 1996 Biodiversidad y Conservación de los mamíferos en Baja California y de las Islas próximas. CIB. pp 1 - 11

Alvarez - Castañeda and P. Cortes - Calva. 1996 a. Current situation of endemic Peromyscus in some islands of the sea of Cortez of Baja California Sur México. PEROMYSCUS NEWSLETTER. 22:31.

Alvarez - Castañeda and P. Cortes - Calva. 1996 b. Antropogenic extinction of the endemic deer mouse *Peromyscus maniculatus cineritius* on San Roque island, Baja California Sur México. The Southwestern Naturalist 41(4):459-461.

Alvarez - Castañeda S. 1997. Diversidad y Conservación de pequeños mamíferos terrestres de B.C.S. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM. 221pp

Alvarez - Castañeda 1998. *Peromyscus pseudocrinitus*. Mammalian species No. 601 pp. 1 – 3

Alvarez - Castañeda and J. P. Patton. 1999. Mamíferos del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste Baja California Sur México. pp 399 – 340 y 506 – 507.

Álvarez – Castañeda, S.T., P. Cortés - Calva., M.R. Vázquez 2005. Structures and contents of burrows of the pocket mouse (*Chaetodipus rudinorus*) near La Paz Baja California Sur Mexico. Cap. 1: 1 – 14, En Sanchez – Cordero V. y Medellin R.A. (Eds). Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa. 706 p. Instituto de Biología, UNAM; CONABIO. México.

Anderson, M 1977 Influence of predation on rodent population. Oikos 29: 591-597.

Anderson, D., Burnham, K., White, G. and Otis, D., 1983 Density Estimation of small populations using a trapping web and distance sampling methods. Ecology 64(4) pp 674 - 680

Arnaud, G., A. Rodríguez., A. Ortega - Rubio and S. Alvarez - Cárdenas. 1993. Predation by cats on the unique endemic lizard of Socorro Island (*Urosaurus ariculatus*) Revillagigedo, México. Ohio J. SCI.93(4): 101 - 104.

Arnaud, G., Rodríguez, A. y Alvarez, S. 1994. El gato doméstico (*Felis catus*) implicaciones de su presencia y alternativas para su erradicación. en La Isla Socorro, reserva de la biosfera archipiélago de Revillagigedo, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. en colaboración con WWF. pp 319 - 328.

Arnaud, G. y E. Troyo. 1995. Populations of *Peromyscus pseudocrinitus* in Coronados Island, Gulf of California, México. PEROMYSCUS NEWSLETTER #21:20 - 21.

Arnaud, G. y M. Acevedo 1996 Crisis de sobrevivencia de tres especies de roedores endémicos de Isla Coronados, Golfo de California, debido a la presencia de especies exóticas. En Resúmenes III Congreso Nacional de Mastozoología. Asociación Mexicana de Mastozoología.

Arnaud, G. 1998. Erradicación de especies exóticas de Isla Coronados, parque Nacional Bahía de Loreto. Insulario No. 6 pp. 16 – 17

Arnaud, G., A., Rodríguez-Moreno y M. Camacho. Diciembre 1999 y Marzo 2000. Programa exitoso de erradicación de gatos en Isla Coronados, B.C.S. Insulario No. 11 y 12 México.

Arnaud, G., B. Bermúdez,. J.A., Sánchez y A., Rodríguez-Moreno. 2000 Protección de la Biodiversidad en las Islas del Parque Nacional Bahía de Loreto Golfo de California. En Memorias del IV Congreso Nacional sobre Areas Naturales Protegidas de México. Mérida Yucatán México.

Atkinson, A. 1985. The spread of commensal species of Rattus to oceanic islands and their effects on islands avifaunas. ICBP Technical Publication

Banks, P.B. and Dickman, C.R. 2000. Effects of winter food supplementation on reproduction, body mass, and number of small mammals in montane Australia. Can. J. Zool. 78: 1775 - 1783.

Bramley, G. 1996. A small predator removal experiment to protect North island Weka (*Gallirallus australis greyi*) and the case for single-subject approches in determing agents decline. New Zealand Journal of Ecology. Vol 20. No.1 pp 37 – 43.

Barrett, K., D.A. Wait. And W.B Anderson. 2003. Small island biogeography in the gulf of California: lizards, the subsidized island biogeography hypothesis, and the small island effect. Journal of Biogeography. 30, 1575-1581.

Baumgartner, T.R. and Christensen, N. 1985. Coupling of the Gulf of California to large-scale interannual climatic variability. Journal of Marine Research 43, 825-848.

Bergallo, H.G., Magnusson, W.E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. J. mamm. 80(2):472-486.

Bergallo, H.G., Magnusson, W.E. 2002. Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in southeastern Brazil. Mammalia, t. 66, No.1 pp. 17-31.

Bergallo, H.G., Magnusson, W.E. 2004. Factors affecting the use of space bye two rodent species in Brazilian Atlantic forest. Mammalia, t. 68(2-3), pp. 121 - 131.

Birney, E. and D. Baird. Why do some mammals polyovulate to produce a litter of two? 1985 . The American naturalist Vol, 126, No 1. pp.136-140.

Bock, E.C., Bock., J.H., Kenney W.R., and Hawthorne V.M.,. 1984. Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock exclosure in a semidesert grassland site. Journal of Range Management 37(3) P.P. 239-242.

Bock, E.C. and Bock., J.H. 1994 . Effects of predator exclusion on rodents abundance in an Arizona semidesert grassland. The Soutwestern Naturalist. Vol. 39(2) pp.208-210.

Brockie, R.E. Loope, L.L.., Usher, M.B. & Hamann,O. 1988. Biological invasiones of island nature reserves. Biol. Conserv., 44:9-37.

Brook, B.W. Cannon, J.R., Lacy, R.C., Mirande, C. and R. Frankham. 1999. Comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the whooping crane (Grus Americana). Animal Conserv., 2: 23 - 31

Broonsta, R., Kanter, M. & Krebs, C.J. 1992. A tracking technique to locate small mammals at low densities. J. Mamm., 73(3):683-685.

Brown, J.H. and Harney, B.H. 1993 Population and Community Ecology of th Heteromydae Rodents in temperate habitats in Biology of the heteromyidae. Pp 618 – 651.

Burt, W.H. 1932. Descriptions of heterofore unknown mammals from islands in the Gulf of California, Mexico. Trans. San Diego Soc. Nat. Hist. 7, 161 – 182.

Burt, W.H. and R. P. Groseenheider. 1976. A field guide to the mammals. The Peterson field guide series. P.p 289.

Case, T. 1983. Island Biogeography in The Sea Cortez. Universty of California.

Carleton, M.D. and T. E. Lawlor. Peromyscus from Santa Catalina Island Sea of Cortez, Mexico: Taxonomic identities and biogeographic implications. Journal of Mammalogy. 86 (4): 814 – 825

Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E. and Possingham, H. 2001. Trends in Ecology and Evolution. 16 (5): 219 - 221.

Cortés-Calva, P. y S.T., Alvarez-Catañeda 1997. Diversidad de roedores en Zonas de la Bahía de La Paz, B.C.S. en La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación. Urban R., J. y M. Ramírez R. (eds) UABCS – CICIMAR – SCRIPPS. Pp 265 - 272

Craig. J. 1990. Potential for Ecological restoration of islands for indigenous fauna and flora. Ecological Restoration of New Zealand Islands. Conservation Sciencies Publicatión No.2.

Cramer, K. and J., Chapman 1992. Life History Characteristics of insular *Peromyscus maniculatus* in the Bonneville Basin, Utah. Am. Midl. Nat. 128 pp. 345 – 359

Christensen, H. 1996. Estadística paso a paso. Edt. Trillas Pp. 682.

Cittadino, E., P. De Carli., M. Busch., and F. Kravetz. 1994. Effects of food supplementation on rodents in winter. J. Mamm. 75(2):446-453.

Cox, G., and J. Hunt. 1992. Relation of seasonal activity patterns of valley pocket gophers to temperature rainfall, and food availability. J. Mamm. 73(1):123-134.

Davidson, D.L. and D.W. Morris. 2001. Density-dependent foraging effort of Deer mice (*Peromyscus maniculatus*). Functional Ecology 15, 575-583.

Diario Oficial de la Federación. 2002. Norma Oficial Mexicana Tomo CDLXXXVIII No. 10 NOM-059-ECOL-2002

Drickamer, L.C., G.A. Feldhamer, D.G. Mikesic and C.M. Holmes. 1999. Trap response Heterogeneity of house mice (*Mus musculus*) in outdoor enclosures. Journal of Mammalogy. 80 (2): 410 - 420.

Drost, A. and G.M. Fellers. 1991. Density cycles in an island population of deer mice, *Peromyscus maniculatus*. Oikos. 60:3, 351-364.

Drozdz, A. 1967. Food preference, food digestibility and the natural food supply of small rodents. Secondary Productivity of Terrestrial Ecosystems. Ed. Petrusewics pp. 323-330.

Duquette, L.S. and J.S. Millar. 1995 Reproductive response of a tropical mouse *Peromyscus mexicanus,* to changes in food availability. Journal of Mammalogy. 76 (2) : 596-602.

Ebenhard, T. 1988. Introduced Birds and Mammals and their Ecological Effects. Swedish Wildlife Research. 13(4):1- 53.

Fagan, W.F. and E.E. Holmes. 2006. Quantifying the extinction voxtex. Ecology Letters. 9: 51 - 60.

Fryxell, J.M., Falls, J.B., Falls, E.A., and Brooks, R.J. 1998. Long-Term Dynamics of small-mammal populations in Ontario. Ecology. 79(1) pp.213-225.

García, E. 1980. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México. 81 págs.

Getz, L.L., J.E. Hofmann., B. McGuire, and T.W. Dolan III. 2001. Twenty-five years of population fluctuations of Microtus ochrogaster and M. pennsylvanicus in three habitats in east-central Illinois. Journal of Mammalogy, 82(1):22-34

Gobierno del Estado de Baja California Sur. 1994. I foro " Las islas del Golfo de California sus recursos, usos y problemática". (Memorias) La Paz B.C.S.

Gomez de Silva, H. 1996. The Conservation Importance of semiendemic species. Biol. Conserv. 10(2):674-675.

Gomez-Ezqueda, L. 1996. Análisis comparativo de la densidad poblacional de roedores (Rodentia) en dos hábitats (Vegetación mesófila, Matorral xerófilo) de San Pedro de la Presa, B.C.S. Tesis de Licenciatura Universidad Nacional Autónoma de México. Pp 49

Gonzáles-Romero, A. 1995. Cambios en la composición de las comunidades de roedores con relación a los tipos de vegetación y geomorfologia en el Pinacate, Sonora, México. Acta Zool. Mex. (n.s.) 64: 45-58

Grismer, L.L. 2002. *Amphibians and Reptiles of Baja California*. University of California Press. xiii + 399 pags.

Hall, R. 1981. *The Mammals of North America*. The Ronald Press Company. Vol.II.
Huey, L.M. 1964. The mammals of Baja California, México. Transactions of the San Diego Society of Natural History Vol.13 No. 7, pp. 105 – 123.

Henle, K., S., Sarre. And K. Wiegand. 2004. The Role of density regulation in extiction processes and population viability análisis. Biodiversity and Conservation. 13: 9 – 52.

Holmes, E.E. 2001 Estimating risks in declining populations with poor data. PNAS. Vol. 98 No.9. 5072 – 5077.

Hosack, D. 1997. Population viability análisis workshop for sonoran pronghorn. Pronghorn News No.1

Island Conservation & Ecology Group 1997 Protección de los Ecosistemas Insulares de Baja California Reporte Final 1997 – 1998 pp. 1 - 16

Jackson, C. and R.T.F. Bernard. 2005. Effects of the supplementary food on the winter inhibition of reproduction in male and female four-striped field mice (*Rhabdomys pumilio*). Reproduction, fertility and development 17, 393 – 400.

Jameson E.W. and Hans, J. 1988. California mammals. University of California Press pp. 168 – 169.

Jehl, J.R. and Parkes, K.C. 1983. “Replacements” of landbird especies on Socorro Islands, México. Auk 100: 551 – 559.

Kenagy, G.J. and Bartholomew, A. 1985 Seasonal reproductive patterns in five coexisting California desert rodents species. Ecological Monographs, 55:371-397.

Keitt, B. & B. Tershy. 2003. Cat eradication significantly reduces shearwaters mortality. Animal Conservation 6:307-308.

Key, G., E., Muñoz 1994. Distribution and current status of rodents in the Galápagos. Noticias de Galápagos No.53 pp.21 – 25

Khokhlova, I., B.R. Krasnov., G.I. Shenbrot and A. Degen. 2000. Body mass and environment: a study in Negev rodents. Israel Journal of zoology. Vol.46. pp. 1-13.

Kirkland, G. T., Fleming 1990 Ecology of feral House Mice (*Mus musculus*) on Wallops island, Virginia. Virgina Journal of Science Vol 41 No.4A

Kincaid, W. B. and G.N. Cameron. 1985. Interactions of cotton rats with a patchy environment: dietary responses and habitat selection. Ecology, Vol. 66 No.6.

Kotler, B.P. Risk of predation and the structure of desert rodent communities. 1984. Ecology 65 (3) pp. 689-701.

Krohne, D. 1997. Dynamics of metapopulations of small mammals. Journal of mammalogy 78(4) pp. 1014 – 1026.

Kumar, P. and S.C. Pasahan. 1993. Effects of abiotic on the burrows density of some sympatric fiel murids. J. Biosci. Vol.18 No. 1 pp.149 – 153.
Lawlor, T. 1983. In Island Biogeography in the Sea Cortez. Capt. 10. pp 265 - 289.

Lacy, R., M. Borbat, and J.P. Pollak. 2003. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.

Lebreton, J.D., J.E. Hines, R. Pradel, J.D. Nichols and J.A. Spendelow. 2003. Estimation by capture-recapture of recruitment and dispersal over several sites. Oikos 101: 253 – 264.

León de la Luz, J.L., R. Coria Benet, M. Cruz Estrada. 1996. Fenología de una comunidad Árido-Tropical de Baja California Sur, México. Acta Botánica Mexicana 35:45-64.

Lima, M., J.E. Keymer and F.M. Jaksic. 1999 El Niño-Southern Oscillation-Driven Rainfall Variability and Delayed Density Dependence Cause Rodent Outbreaks in western south America: Linking Demography and population dynamics. The American Naturalist Vol.153, No 5 pp.476-491.

Lima, M., N. C. Stenseth and F.M. Jaksic. 2002. Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. Ecology Letters, 5: 273-284.

Lima, M., N. C. Stenseth and F.M. Jaksic. 2002. Population dynamics of a south American rodent seasonal estructure interacting with climate density dependence and predator effects. Proc. R. Soc. Lond. B (2002) 269, 2579 - 2586.

López-Forment, C., Lira, I., Müdespacher. 1996 Mamíferos de las islas mexicanas. AGT editor S.A. México pp 25 -27

Longland, W. 1991. Direct observations of owls and Heteromyid rodents: can predation risk explain microhabitat use? Ecology 72(6) pp.2261.2273.

López-Vidal, J.C., T. Álvarez. 1993. Biología de la rata montera *Neotoma mexicana* en la Michilia, Durango, México. En Avances en el estudio de los Mamíferos de México. Publicaciones especiales, Vol. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, México.

Mandelik, Y., M. Jones and T. Dayan. Structurally complex habitat and sensory adaptations mediate the behavioural responses of a desert rodent to an indirect cue for increased predation risk. Evolutionary Ecology Research. Vol. 5: 501 – 515.

Martinez, G. y L. Mayer. 2004. Huracanes en Baja California, México, y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. GEOS. Vol. 24, No.1 57 – 64.

Martinez-Gallardo, R. and V. Sánchez-Cordero. 1993. Dietary Value of fruits and seeds to spiny pocket mice Heteromys desmarestianus (Heteromydae). J. Mamm. 74(2):436-442.

Mateucci S. D., A. Colma. 1982 Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaria General de la Organización de los estados Americanos Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico Washington, D.C. 1982.

Metcalf, A.E., L. Nunney and B. C. Hyman. 2001 Geographic patterns of generic differentiation within the restricted range of the endangered Stephens' Kangaroo rat *Dipodomys stephensi*. Evolution. 55 (6) pp. 1233-1244.

Millar, J. 1984. Reproduction and survival of *Peromyscus* in seasonal environments. Special publication Carnegie Museum of Natural History. Pp.253 - 266

Miller, C.J. and T.K. Miller. 1995. Population dynamics and diet of rodents on Rangitoto island, New Zealand, including the effect of a 1080 Poison Operation. New Zealand Journal of Ecology. Vol 19. No.1 pp 19 –27.

Monte Luna, P. y Lluch B.D. 2004. Reflexiones sobre la explotación, recuperación y extinción de especies. Interciencia. Vol. 29 No.3 pp. 158-162.

Myton, B. 1974. Utilization of space by Peromyscus leucopus and other small mammals Ecology 55 pp. 277 -290

Nachman, M,W., Hoekstra, H.E. and D' Agostino, S.L. 2003. The Genetic basis of adaptive melanism in pocket mice. PNAS. Vol.100. No.9. pp.5268-5273.

Oli, M.K., N.R. Holler and M.C. Wooten. 2001 Viability analysis of endangered Gulf Coast beach mice (*Peromyscus polinotus*) populations. Biological Conservation 97: 107 – 118.

Predavec, M. 2000. Food limitation in Australian desert rodents: experiments using Supplementary feeding. Oikos 91: 512-522.

Pimm, S. 1989. Theories of Predicting Success and Impact of Introduced Species. In Biological Invasions: a Global Perspective Published by Jhon Wiley & Sons Ltd.

Potvin, C. and D. Roff. 1993 Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to Parametric statistics. Ecology. 74(6) pp.1617-1628.

Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlishaw, G. and Mace, G.M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. Proc. R. Soc. Land 267 1947-1952.

Rabinovich, J. 1982 Introducción a la ecología de poblaciones animales. Edt. Continental. México D.F.

Riddle, B.R., Hafner, D.J., Alexander, L.F. and Jaeger, J. 2000. Cryptic vicariance in the historical assembly of Baja California Peninsular Biota. PNAS On Line 97(26):14438

Rodriguez, Ma., H. Drummond. 1995. Eradicating feral cats from isla Isabela México. Pacific Sea Group. San Diego California.

Romeau, E. 1995. La fauna introducida una amenaza para las especies de las islas. Biodiversitas. Año 1 No. 4

Ruscoe, W.A., D. Wilson., L. McElrea, G. McElrea and S.J Richardson. 2004. A house mouse (Mus musculus) population eruption in response to rimu (*Dacrydium cupressinum*) seedfall in the southern New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 28 (2) 259-265.

Salinas, Z.C., D. Llunch y E. Diaz. 1990. Distribución Geográfica y variabilidad climatica de los regimenes pluviometricos en Baja California Sur, México. Atmosfera, 3: 217 – 237.

Sánchez-Cordero, V. 1993. Estudio poblacional de la Rata espinosa *Heteromys desmarestianus* en la selva húmeda en Veracruz, México. En Avances en el estudio de los Mamífero de México. Publicaciones especiales, Vol. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, México.

Santillan, H. 2000 Estudio del microhábitat de heterómidos de matorral sarcocaule, en La Paz, Baja California Sur México. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura. Pp. 50.

Secretaria de Gobernación. 1981. Régimen Jurídico e Inventario de las Islas. pp. 40 –46.

Secretaría de Gobernación - UNAM. 1988. Islas del Golfo de California. pp 292

Secretaría de Gobernación. 1991. Proyecto de Erradicación de la Fauna Nociva Existente en Isla Guadalupe. IX Reunión del Comité Inter institucional en Materia de Territorio Insular.

Secretaria de Educación Publica. 1982. Islas de México. Anexo 5.

Secretaria de Pesca. 1982. Islas

Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. 1986. Programa de Desarrollo integral de las islas del Golfo de California.

Secretaria de Marina. 1987. Islas Mexicanas Régimen Jurídico y Catalogo

Shafter M.L. and F.B. Samson. 1985 Population size and extinction: A note on determining critical population sizes. Am. Nat Vol.125 pp. 144-152.

Skupski, M.P. 1995. Population ecology of the western harvest mouse *Reithrodontomys megalotis*: a long-term perspective. Journal of Mammalogy, 76 (2) : 358 - 367.

Smith, F.A., B.T., Bestelmeyer., J., Biardi. and M., Strong 1993. Antropogenic extinction of the endemic woodrat, *Neotoma Bunkeri* Burt. Biodiversity Letters 1 pp. 149 – 155.

Soule, M. 1990. The Onslaught of alien species, and other Challenges in the coming decades. Biol. Conserv. 4(3):233-239.

Stapp, P. and G.A. Polis 2002. Influenced of pulsed resources and marine subsidies on insular rodent populations. Oikos. 102: 111-123.

Stapp, P. and G.A. Polis 2003. Marine Resources subsidize insular rodent populations in the gulf of California, México. Oecologia. 134: 496-504.

Telleria, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Edt. Rakes 219 – 240.

Tidemann, C.R., H.D., Yorkston and A.J. Russack. 1994. The diet of cats, *Felis catus*, on Cristmas Island, Indian Ocean. Wildl. Res., 21 pp.279 – 286.

Tobin, M., R., Sugihara 1992. Abundance and habitat relationships of rats in Hawaiin sugarcane fields. J. Wildl. Manage. 56 (4) pp.816 – 822.

Torres-Contreras, H., E. Silva-Aránguiz., P.A. Marquet., P.A. Camus, and F. Jarsic. Spatiotemporal variability of rodent subpopulations at a semiarid Neotropical locality. Journal of Mammalogy, 78(2):505-513.

Triggs. G.S. 1991 The Population ecology of house mice (Mus domesticus) on the Isle of May, Scotland. J. Zool., Lond. (1991) 225, 449-468.

Trujano, A. L. 2000. Estudio del Ámbito hogareño de la comunidad de Heterómidos del matorral sarcocaule en La Paz, Baja California Sur, México. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura. Pp. 49.

Towns, D.R. 1991. Response of lizard assemblages in the Mercury Islands, New Zealand, to removal of an introduced rodent: the kiore (*Rattus exulans*). Journal of the Royal Society of New Zealand 21:119-136

Unidad de Estudios Ambientales Universidad Autónoma de Baja California Sur. 1996 Manifestación de impacto ambiental modalidad especifica. Desarrollo Turístico Hotel Posada Caracol y estación de Investigación y monitoreo, Isla Coronados, Loreto, B.C.S.

Valone, T.J., J.H. Brown, and C.L Jacobi. 1997. Catastrophic decline of a desert rodent, Dipodomys spectabilis: insights from a long-term study. Journal of Mammalogy 76 (2): 428-436.

Vázquez, M.R. 1999. Estudio sobre la arquitectura de las madrigueras de *Chaetodipus baileyi* (*Rodentia*: *Heteromidae*) enla zona norte de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 10 – 13 y 69 –71.

Walsh, B. and Lynch, M. 2000. Long Term Response: Deterministic Aspects. Chapter 16.

White, G., Anderson, D., Burnham,P. and Otis, D. 1982. Captura – Recaptura and Removal Methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory New Mexico. U.S.A. Chapter 5,6,7.

White, G.C. 2000. Population Viability analysis: data requeriments and essential analyses in Research Techniques in animal ecology Controversies and Consequences. (Eds). Boitani, L. and Fuller, T.K. Columbia University Press, New York. pp. 422

Whitford, G.W. 1976. Temporal fluctuations in density and diversity of desert rodents populations. Journal of Mammalogy 57 (2): 351 - 369.

Wiggins, I.L. 1980. Flora of Baja California. Stansford University Press. California. 1025 pp.

Wolf, J.O. 1996. Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated with production of acorns. Journal of Mammalogy 77(3)850-856.

Woodman, N., R.M. Timm., N.A. Slade, and T.J. Doonan. 1996. Comparision of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. Journal of Mammalogy 77 (1): 274 -281.
W. W. F. 1980. Manual de técnicas de gestión de vida silvestre. Cuarta edición.

Yunger, J.A. 2002. Response of two Low-density populations of *Peromyscus leucopus* to increased food availability. Journal of Mammalogy 83(1): 267 - 279.

Zeng, Z and Brown, J.H. 1987. Population ecology of a desert rodent: Dipodomys merriami in the Chihuahuan desert. Ecology. 68:1328-1340.

Alcover, J. & M. McMinn. 1994. Predators of vertebrates on islands. BioScience 44(1):12-18.

Alvarez – Castañeda, S. 1998. *Peromyscus pseudocrinitus*. Mammalian Species No. 601 pp. 1 – 3

Alvarez – Castañeda, S. & J. P. Patton. 2000. *Mamíferos del Noroeste de México*. Vols: I y II. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste Baja California Sur, México.

Anderson, D., Burnham, K., White, G. & D. Otis. 1983. Density Estimation of small populations using a trapping web and distance sampling methods. Ecology 64(4):674 – 680.

Arnaud, G., A. Rodríguez., A. Ortega - Rubio & S. Alvarez - Cárdenas. 1993. Predation by cats on the unique endemic lizard of Socorro Island (*Urosaurus auriculatus*) Revillagigedo, México. Ohio J. Sci.93(4): 101-104.

Arnaud, G., A. Rodríguez & S. Alvarez. 1994. El gato doméstico (*Felis catus*) implicaciones de su presencia y alternativas para su erradicación. capítulo 16: 319-328. *En*: Ortega y Castellanos (eds). *La Isla Socorro, Reserva de la Biosfera, Archipiélago de Revillagigedo, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

Arnaud, G. & E. Troyo. 1995. Populations of *Peromyscus pseudocrinitus* in Coronados Island, Gulf of California, México. Peromyscus Newsletter 21:20 - 21.

Arnaud, G. & M. Acevedo. 1996. Crisis de sobrevivencia de tres especies de roedores endémicos de Isla Coronados, Golfo de California, debido a la presencia de especies exóticas. *En*: *Resúmenes III Congreso Nacional de Mastozoología*. Asociación Mexicana de Mastozoología.

Arnaud, G., A. Rodríguez-Moreno & M. Camacho. 2000. Programa exitoso de erradicación de gatos en Isla Coronados, B.C.S. Insulario 11-12: 21-24.

Artois, M., & M. Remond. 1994. Viral diseases as threat to free living wild cats (*Felis silvestris)* in continental Europe. Veterinary Record 134: 651-652.

Artois, M. 1997. Managing problem wildlife in the “Old World” a veterinary perspective. Reprod. Fertil. Dev. 9:17-25

Atkinson, A. 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on islands avifaunas. *En*: Moors (Editor). *Conservation of Island Birds*. Pp. 35-81. International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 3. 271pp.

Bloomer, J. & M.N., Bester. 1992. Control of feral Cats on sub-antartic Marion Island, Indian Ocean. Biological Conservation. 60: 211-219

Bomford, M. & P. O'Brien. 1995. Eradication or control for vertebrate pests. Wildlife Society Bulletin 23(2): 249 - 255.

Bramley, G. 1996. A small predator removal experiment to protect North island Weka (*Gallirallus australis greyi*) and the case for single-subject approches in determing agents decline. New Zealand Journal of Ecology. 20(1): 37– 43.

Braun E. S. 1985. Home Range and activity patterns of the giant Kangaroo rat, *Dipodomys ingens*. Journal of Mammalogy, 66: 111 – 112.

Brockie, R.E., L.L. Loope, M.B. Usher & O. Hamann 1988. Biological invasiones of island nature reserves. Biological Conservation 44:9-37.

Case, T. 2002. Reptiles: Ecology. 221-270 pages. *En*: Case, Cody & Ezcurra (eds.). *A New Isaland Biogeography of the Sea Cortes*. Universty of California Press.

Cayot, L., K., Rassmann. & F., Trillmich. 1994. Are marine iguanas endangered on islands with introduced predators?. Noticias de Galápagos 53: 13-15

Cooper J., A.V. Marais, J.P. Bloomer & M. Bester. 1995. A success story: breeding of burrowing petrels (Procellariidae) before and after the eradication of feral cats *Felis catus* at subantartic Marion Island. Marine Ornithology 23:33-37.

Courchamp, F., D. Pontier, J. Legay & M. Artois. 1994. El SIDA del gato y su virus. Mundo Científico. 151(14):326-331.

Craig. J. 1990. Potential for Ecological restoration of islands for indigenous fauna and flora. Ecological Restoration of New Zealand Islands. Conservation Sciencies Publicatión No.2.

Dobson, A. 1988. Restoring islands ecosystems. The potential of parasites to control introduced mammals. Biol. Conserv. 2(1):31-39.

Ebenhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. Swedish Wildlife Research. 13(4):1- 53.

Fernández, L. 1994. El turismo hace peligrar el proceso evolutivo en las islas Galápagos. Mundo Cientifico,147: 550 - 554.

Fitzgerald, B. 1990. Is a Cat Control needed to protect Urban Wildlife? Enviromental Conservation.17(2):168- 69.

Gomez-Ezqueda, L. 1996. Análisis comparativo de la densidad poblacional de roedores (Rodentia) en dos hábitats (Vegetación mesófila, Matorral xerófilo) de San Pedro de la Presa, B.C.S. Tesis de Licenciatura Universidad Nacional Autónoma de México. 49 págs.

Gonzáles-Romero, A. 1995. Cambios en la composición de las comunidades de roedores con relación a los tipos de vegetación y geomorfología en el Pinacate, Sonora, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 64: 45-58.

Howell, P. 1984. An evaluation of the biological control of the feral cat *Felis catus* (Linnaeus, 1758). Acta Zool. Fennica 172:111-113.

Island Conservation & Ecology Group. 1998. Protección de los Ecosistemas Insulares de Baja California. Reporte Técnico Final 1997 – 1998. 1 - 16 pp.

Jarvis, J. 1990. Urban cats as pests and pets. Enviromental Conservation 17 (2): 169 -171

Jameson E.W. & H. Peeters. 1988. *California Mammals*. University of California Press xii+403 pages.

Keith, B., C. Wilcox, B. Tershy, D. Croll & C. Donland. 2002. The effect of feral cats on the population viability of Black-vented Shearwaters (*Puffinus opistbomelas*) on Natividad Island, México. Animal Conservation 5:217-223.

Key, G., & E., Muñoz 1994. Distribution and current status of rodents in the Galápagos. Noticias de Galápagos No.53 :21-25

Kirkland, G. & T., Fleming. 1990. Ecology of feral House Mice (*Mus musculus*) on Wallops island, Virginia. Virgina Journal of Science 41(4A):

Krebs, C.J. & J.H. Meyer. 1974. Population cycles in small mammals. Advances in Ecological Research, 8:267–399.

Langham, N.P. 1990. The diet of Feral cats (*Felis catus* L.) on Hawke's Bay Farmland, New Zealand. Journal of Zoology 17: 243-255.

Lawlor, T.E. 1983. The Mammals. *En*: Case & Cody (eds.). *Island Biogeography in the Sea Cortez*. P.p. 265 - 289. University of California Press.

León, J.L. & R. Coria. 1992. *Flora Iconográfica de Baja California Sur.* Publicación No. 3. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. México. 156 págs.

León de la Luz, J.L., R. Coria-Benet, & M. Cruz Estrada. 1996. Fenología de una comunidad Arido-Tropical de Baja California Sur, México. Acta Botánica Mexicana 35:45-64.

Lodge, D. 1993. Biological invasiones: lessons for ecology. Tree. 3(4):133-137.

López-Forment, C., Lira, & I., Müdespacher. 1996. *Mamíferos de las Islas Mexicanas*. AGT editor S.A. México págs. 25 -27

Mahlow, J. & M. Slater. 1996. Current issues in the control of stray and feral cats. JAVMA, 209(12): 216-217.

Millar, J. 1988. Reproduction and survival of *Peromyscus* in seasonal environments. Special publication Carnegie Museum of Natural History. Pp.253 – 266.

Miller, C.J. & T.K. Miller. 1995. Population dynamics and diet of rodents on Rangitoto island, New Zealand, including the effect of a 1080 Poison Operation. New Zealand Journal of Ecology 19(1): 19 –27.

Moors, P. & E. Atkinson. 1984. Predation on Seabirds by introduced animals, and factors affecting its severity. ICBP Technical Publication No. 2: 667 - 690.

Murphy R.W. & G. Aguirre-León. 2002. Non avian Reptiles: Origins and Evolution. 181-220 pages. *En*: Case, Cody & Ezcurra (eds.). *A New Island Biogeography of the Sea Cortes*. Universty of California Press.

Neville, P. 1989. Feral cats: management of urban populations and pests problems by neutering. Chap. 24. pp. 261-267. *En*: Putman, De Chapman & Hall (eds.) *Mammals as Pests*. London.

Nogales, M. & F.M. Medina. 1996. A review of the diet of feral domestic cats (*Felis silvestris* f. Catus) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. Zeischrift fur Saugetierkunde 61:1-6.

Nogales, M., A. Martín, B. R. Tershy, C.J. Donland, D. Veitch, N. Puerta, B. Word & J. Alonso. 2004. A review of feral cat eradications on islands. Conservation Biology, 18(2):310-319.

Parkes, J. 1990. Feral goat control in New Zealand. Biol. Conserv. 54: 335-348.

Pimm, S. 1989. *Theories of Predicting Success and Impact of Introduced Species. In Biological Invasions: a Global Perspective.* Jhon Wiley & Sons Ltd.

Rauzon, J. 1985. Feral cats on Jarvis island: Their effects and their eradication. Atoll Research Bulletin. No. 282.

Richman, A., T. Case, & T. Schwaner. 1988. Natural and unnatural extinction rates of reptiles on islands. American Naturalist. 131(5):611-630.

Rodríguez –Moreno, A. 1997. Diagnostico de las islas del Golfo de California adyacentes a Baja California Sur, en relación con la presencia de gato doméstico (*Felis catus*). Tésis Profesional. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad-Xochimilco.73 págs.

Rodríguez, R., G. Arnaud., S. Alvarez. & A. Rodríguez. 1991. Predation by feral cats on birds at isla Socorro, México. Western Birds 22:141-143.

Santana, F., A. Martín & M. Nogales, 1986. Datos sobre la alimentación del gato cimarrón (Felis catus Linnaeus, 1758) en los montes de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). Vieraea 16:113-117.

Schofield, E. 1989. Effects of introduced Plants and Animals on Island vegetation: Examples from the Galápagos Archipelago. Biol.Conserv. 3(3):227-237.

Seabrook, W. 1989. Feral cats (*Felis catus*) as predators of hatchling green turtles (*Chelonia mydas*). J. Zool., Lond. 219:83-88.

Seabrook, W. 1990. The impact of the feral cat (*Felis catus*) on native fauna of Aldabra Atoll, Seychelles. Rev.Ecol. (Terre Vie),45:976 -985.

Smith, F.A., B.T., Bestelmeyer., J., Biardi. & M., Strong 1993. Antropogenic extinction of the endemic woodrat, *Neotoma bunkeri* Burt. Biodiversity Letters 1:149–155.

Smith, A.P. & D.G. Quin. 1996. Patterns and causes of extinction and decline in Australian conilurine rodents. Biological Conservation 77:243-267.

Soule, M. 1990. The Onslaught of alien species, and other Challenges in the coming decades. Biol. Conserv. 4(3):233-239.

Tidemann, C.R., H.D., Yorkston & A.J. Russack. 1994. The diet of cats, *Felis catus*, on Cristmas Island, Indian Ocean. Wildl. Res., 21:279–286.

.

Trujano, A. L. 2000. Estudio del ámbito hogareño de la comunidad de heterómidos del matorral sarcocaule en La Paz, Baja California Sur, México. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura. Pp. 49.

Van Aarde, J. 1983. Demographic parameters of feral cat *Felis catus* population at Marion Island: Selectives adventages. S. Afr. J. Wildl. Res., 13(1):12-16.

Van Aarde, J. 1984. Population biology and the control of feral cats on Marion Island. Acta Zool. Fennica 172: 107 - 110.

Van Aarde, J. 1986. A case study of an alien predator (*Felis catus*) introduced on Marion Island: Selectives adventages. S. Afr. J. Antarct. Res. 16(3):113-114.

Veitch, C.1980. Feral cats on Little Barrier Island. Wildlife a Review No.11: 62-64. New Zealand Wildlife Service Departament of Internal Affairs.

Veitch, C. 1983. A cat problem removed. Wildlife a review No.12. New Zealand Wildlife Service Departament of internal affairs. pp.47-49.

Veitch, C. 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. ICBP Technical Publication No. 3. 271pp.

Veitch, C. 1989. The eradication of cat and sheep from Socorro Island. Northern Region Technical Report Series No. 11

Veitch, C., & B. Bell. 1990. Eradication of introduced animals from the islands of New Zealand. Ecological Restauration of New Zealand Islands. Conservation Sciencies Publication No.2.

Watson, J. C. Warman, D. Todd & V. Laboudallon. 1992. The Seychelles magpie robin *Copsychus sechellarum*: ecology and conservation of endangeraded species. Biol. Conserv. 61:93-106.

White, G., D. Anderson, P. Burnham, & D. Otis. 1982. *Captura – Recaptura and Removal Methods for Sampling Closed Populations*. Los Alamos National Laboratory New Mexico. U.S.A. xvi+235.

W. W. F. 1980. *Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre*. Cuarta edición. 703 págs.

ANEXOS

ANEXO 1

FORMATO DE CAMPO PARA LA TOMA DE DATOS.

ANEXO 2

IMAGEN DE LAS ESTACIONES ALIMENTICIAS.

ANEXO 3

TABLAS DE VIDA DE LOS ORGANISMOS EN LAS DIFERENTES ÁREAS MUESTREALES.

ANEXO 4

ARTICULO ACEPTADO POR EL ACTA ZOOLOGICA MEXICANA.

ANEXO 1

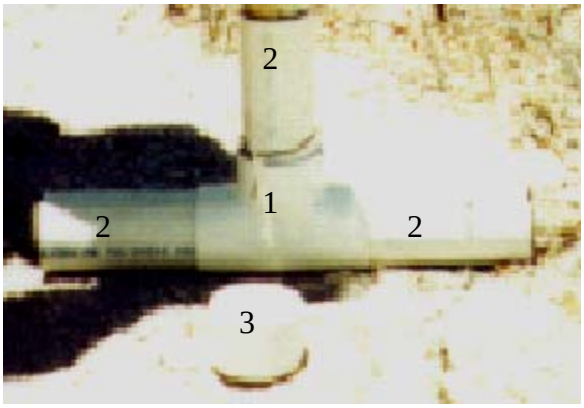
FORMATO DE CAMPO PARA LA TOMA DE DATOS

	No de trampa			Sexo			Edad					
Especie	Línea	Trampa	Clave	M	H	Peso gr	J	A	Condición reproductiva	Observaciones	Fecha	Sitio
Ch. sp.	4	10	PD2PI4	X		22		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	8	PD4PI5	X		20		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	7	PD5PI1		X	21		X	Inactiva		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	5	PD5PI2	X		19		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	1	MD4MI3	X		18		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	6	PD5PI3		X	17	X		Inactiva		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	8	PD5PI4	X		19		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	4	PD5PI5	X		22		X	Test.escrotados		08-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	11	MD2PI3		X	22		X	Preñada	Nueva	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	7	PD5PI1		X	22		X	Tetas notorias	Recaptura	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	1	MD4MI3	X		18		X	Testiculos escrotados	Recaptura	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	8		X					Inactivo	Pequeño muerto	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	9	MD2PI4		X	12	X		Inactivo	Pequeño Nuevo	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	10	MD2PI5		X	11	X		Inactivo	Pequeño Nuevo	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	11	MD3PI1		X	18		X	Tetas notorias	Nueva	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	10	MD2	X		21		X	Testiculos escrotados	Recaptura	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	1	MD1		X	21		X	Inactivo	Recaptura	09-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	5	PD5PI5	X		21		X	Testiculos Escrotados	Nuevo	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	7	PD5PI4	X		16	X		Testiculos Escrotados	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	8	PD1PI4		X	18		X	Inactiva		10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	9	MD3PI1		X	17	X		Tetas Notorias	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	6	11	MD2	X		21		X	Testiculos Escrotados	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	5	PD5PI1		X	19		X	Inactiva	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	2	MD4MI3	X		17	X		Testiculos Escrotados	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	5	1	MD3PI2	X		11	X		Inactiva	Pequeño	10-Abr-03	AREA 3
Ch. sp.	4	9	PD4PI5	X		21		X	Testiculos Escrotados	Recaptura	10-Abr-03	AREA 3

Anexo 1 Formato de campo utilizado para el registro de los datos.

ANEXO 2

IMAGEN DE LAS ESTACIONES ALIMENTICIAS.



Estación alimenticia (Comedero).
Dimensiones: 45 cm largo X 25 cm de ancho.
Material: Tubos de PVC Hidráulico
Diseño:
1) T de PVC hidráulico de 1.5”.
2) Tres tubos de PVC hidráulico de 5 cm de ancho por 15 cm de largo.
3) Tapón de PVC Hidráulico de 1.5”
Otros materiales no visibles: Tapas de caucho para reducir las entradas.
Colocación: Varilla de metal enterrada y alambre galvanizado para sujeción.
Total de comederos colocados: 54.

Llenado de estación alimenticia de forma manual con formula balanceada.

Alimento balanceado (Harland Teklad Laboratory Mouse Breeder Diet LM-485)

Estación alimenticia ya colocada y con alimento en uno de los sitios de muestreo.

ANEXO 3

TABLAS DE VIDA DE LOS ORGANISMOS EN LAS DIFERENTES ÁREAS MUESTREALES.

Área 1	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Abr-03	19	10	9	9	90%	4	44.4	1.1H-1M	16	84	19			19.6	18	19.5	17.66
Jun-03	58	24	33	15	62.5%	10	30.3	1.3H-1M	16	27	30	0.87	0.13	19.7	12.6	19.16	14.9
Oct-03	24	9	14	6	66.6%	9	64.2	1.5H-1M	7	26	34	0.46	0.54	19.33	15.83	21	14.4
Dic-03	22	10	12	5	50%	3	25	1.2H-1M	11	50	22	0.34	0.66	20.3		22.7	18.3
Mar-04	35	20	18	15	75%	2	11	1.1H-1M	10	28	44	0.42	0.58	23.5	15.27	24	16.45
Jun-04	27	16	11	12	75%	2	18	1.4H-1M	12	44	32	0.24	0.76	20.87	14.55	20	19.83
Sep-04	31	14	17	5	35.70%	1	5.8	1.2H-1M	10	32	33	0.23	0.77	26.28	19	21.2	18.18
Dic-04	27	11	16	10	90%	2	12.5	1.4H-1M	4	14	32	0.2	0.8	20.42	14.77	20.6	15
Mar-05	25	15	10	5	33%	1	10	1H-1.5M	11	44	26	0.16	0.84	20.07	17.8	20.5	17.66
Jun-05	43	17	23	6	35%	2	8.9	1.3H-1M	29	67	53	0.08	0.92	21.5	15.7	20.3	15.31
Sep-05	41	20	21	3	15%	3	14.2	1H-1M	8	19	49						

Tabla de vida correspondiente al área 1. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 2	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Ago-01	30	14	16	13	92.8%	0	0%	1.4H-1M	30	100	18			23	17.66	20.8	16.75
Feb-02	38	13	25	9	69.23%	2	8%	1.9H -1M	16	42	15	0.26	0.74	21.22	18	22.7	17.37
Abr-03	42	25	17	19	76%	2	11.7%	1H-1.4M	14	33	16	0.11	0.89	20.25	15.25	19.66	19.2
Jun-03	54	36	18	24	66.6%	11	61.1%	1H-2M	6	11	17	0.25	0.75	20.72	14.83	20.57	11.66
Oct-03	27	11	16	8	72.7%	6	37.5%	1.4H-1M	6	22	24	0.27	0.73	20.85	11	21.66	16.25
Dic-03	16	9	7	6	66%	5	71.40%	1H-1M	3	18	18	0.26	0.74	21.55		20.66	18
Mar-04	26	17	9	12	70%	1	11%	1H-1.8M	5	19	31	0.43	0.57	20.25	16.5	20	16.66
Jun-04	46	19	27	11	58%	2	7%	1.4H-1M	24	52	39	0.3	0.7	21.11	14.75	20.55	15.5
Sep-04	39	18	21	15	83%	4	19%	1H-1M	7	17	44	0.25	0.75	21.64	18	20.53	17
Dic-04	32	15	17	11	73%	1	5.80%	1H-1M	3	9	36	0.21	0.79	20.8	16	19.4	14.6
Mar-05	20	6	14	6	100%	6	42.80%	2H-1M	3	15	20	0.18	0.82	19.75	16.66	19.88	16.8
Jun-05	37	15	22	3	20%	6	27.20%	1.4H-1M	24	64	50	0.08	0.92	19.3	16.33	21.3	15.16
Sep-05	36	13	23	6	46.15%	1	4.34%	1.7H-1M	14	38	42						

Tabla de vida correspondiente al área 2. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 3	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Ago-01	30	14	16	13	92.8%	0	0%	1.4H-1M	30	100	18			23	17.66	20.8	16.75
Feb-02	38	13	25	9	69.23%	2	8%	1.9H -1M	16	42	15	0.06	0.94	21.22	18	22.7	17.37
Abr-03	28	16	12	14	87.5%	5	41.6%	1H -1.3M	11	39	20	0.1	0.9	20.57	14.5	21.5	15.2
0ct-03	17	5	12	3	60%	6	50%	2.4H-1M	0	0	25	0.06	0.94	21	16	21.8	15.33
Dic-03	19	10	9	3	30%	2	22%	1H-1M	4	21	20	0.11	0.89	20.5		21.85	18
Mar-04	30	14	16	12	85%	1	11%	1.1H-1M	5	16	28	0.1	0.9	19.83	16.5	20.33	16
Jun-04	28	15	13	11	73%	0	0%	1H-1M	9	32	34	0.11	0.89	19.83	16.8	21.25	15.81
Sep-04	25	13	12	12	92%	3	25%	1H-1M	0	0	25	0.08	0.92	21.44	18	19.77	14.66
Dic-04	16	9	7	6	77%	1	14%	1H-1.2M	1	6	16	0.06	0.94	21.8	16.25	21	14.5
Mar-05	8	3	5	3	100%	3	60%	1.6H-1M	2	25	9	0.01	0.99	20.5		22.6	18
Jun-05	32	15	17	2	13.30%	3	17.60%	1H-1M	26	81	38	0.01	0.99	19.66	13.4	19.75	15.81
Sep-05	27	12	15	2	16.66%	0	0%	1.2H-1M	5	18	30						

Tabla de vida correspondiente al área 3. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 4	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Abr-03	26	6	20	6	100%	5	25%	3.3H-1M	15	57	17			21.5	18	20.3	13.25
Oct-03	22	8	14	4	50%	7	50%	1.7H-1M	8	36	18	0.33	0.67	21.33	15.66	21.66	18
Dic-03	15	5	10	2	40%	3	30%	2H-1M	10	66	16	0.31	0.69	21.66	17.5	21.66	18
Mar-04	23	11	12	7	85%	1	8%	1H-1M	8	34	26	0.32	0.68	20.4	16	22	15.57
Jun-04	26	12	14	8	66%	1	7%	1H-1M	11	42	37	0.34	0.66	25.14	17	23	15.54
Sep-04	28	14	14	11	78%	4	28%	1H-1M	6	21	29	0.36	0.64	21.75		20.08	16
Dic-04	17	6	10	2	33%	1	10%	1.6H-1M	2	11	17	0.2	0.8	19.5	15.75	20.75	16.4
Mar-05	17	9	8	8	88%	5	62%	1H-1M	2	11	19	0.23	0.77	21	17.75	23	17
Jun-05	30	14	16	5	35.00%	3	18%	1H-1M	22	73	31	0.09	0.91	22.25	13.13	19	15.08
Sep-05	30	12	18	4	33%	0	0%	1.5H-1M	8	26	31						

Tabla de vida correspondiente al área 4. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 5	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Abr-03	25	13	12	8	61.5%	4	33.3%	1H -1M	15	60	29			21	15.5	20.16	14
Oct-03	20	5	15	5	100%	9	60%	3H-1M	5	25	14	0.4	0.6	19.66		19.71	15.5
Dic-03	24	6	18	3	50%	4	22%	3H-1M	10	41	26	0.46	0.54	21.5		22	17
Mar-04	25	14	11	11	78%	1	9%	1H -1M	7	28	27	0.56	0.44	20	17.28	19	16.4
Jun-04	22	13	9	9	69%	0	0%	1H-1.4M	6	27	17	0.29	0.71	19.71	14.75	20.3	17
Sep-04	22	8	14	4	50%	2	14%	1.7H-1M	7	31	22	0.36	0.64	21.2	17	20.4	17
Dic-04	16	9	7	4	44%	0	0%	1H-1.2M	4	25	17	0.26	0.74	19.2	16	19	15
Mar-05	19	11	8	11	100%	3	37%	1H-1.3M	8	42	22	0.23	0.77	19.7	18	20.5	17.3
Jun-05	45	23	21	7	30%	2	9%	1H-1M	37	82	63	0.17	0.6	20.14	14.76	19.33	15.71
Sep-05	33	16	17	7	43%	0	0%	1H-1M	10	30	35						

Tabla de vida correspondiente al área 5. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 6	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Jun-03	35	7	28	4	57.14%	10	35.7%	4H-1M	17	48	19			20	18	22.3	14.8
Dic-03	25	15	10	8	53%	3	30%	1H-1.5M	10	40	25	0.47	0.53	21.3		22	18
Mar-04	29	17	12	15	88%	0	0	1H-1.4M	10	34	28	0.67	0.33	19.5	16.14	20	16.27
Jun-04	26	15	11	10	66%	0	0%	1H-1M	6	20	29	0.5	0.5	20.5	16	20.3	16.85
Sep-04	22	11	11	6	54%	1	9%	1H-1M	8	36	22	0.32	0.68	21.4	17.25	19.87	16.66
Dic-04	17	6	11	6	100%	0	0%	1.8H-1M	1	5	17	0.27	0.73	21	15.66	20.75	15.57
Mar-05	14	7	7	0	0%	0	0%	1H-1M	2	14	14	0.15	0.85	19.5	17	21	17.2
Jun-05	45	11	34	7	63%	6	17%	3H-1M	30	66	61	0.15	0.85	20.33	19.5	19.77	15.34
Sep-05	29	4	25	1	25%	0	0%	6H-1M	4	13	31						

Tabla de vida correspondiente al área 6. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 7	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	S	M	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Jun-03	41	12	27	9	75%	6	22.2%	2.25H-1M	41	41	20			20.66	14.5	21	15.09
Oct-03	19	2	17	2	100%	10	58.8%	8.5H-1M	5	19	12	0.64	0.36	19.5		21	
Dic-03	21	7	15	2	28%	5	33%	2H-1M	47	21	22	0.26	0.74	20.8		19.84	12
Mar-04	32	15	17	14	93%	3	17%	1.1H-1M	27	36	36	0.37	0.63	21	19.5	21.6	15.7
Jun-04	23	8	15	7	87%	2	13%	1H-1M	30	23	22	0.19	0.81	24	18.75	19.44	15.62
Sep-04	16	3	13	2	66%	1	7%	4.3H-1M	12	16	16	0.22	0.78	23		22.09	16.33
Dic-04	16	7	9	5	71%	0	0%	1.2H-1M	18	16	16	0.16	0.84	21.2	16	19.87	18
Mar-05	18	11	7	4	36%	1	14%	1H-1.5M	5	18	19	0.25	0.75	20.3	18	23	
Jun-05	34	8	26	3	37%	3	11%	3.2H-1M	24	70	39	0.07	0.93	21	17	20	17.64
Sep-05	37	8	29	3	37%	4	13.70%	3.6H-1M	7	19	42						

Tabla de vida correspondiente al área 7. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.

Área 8	CT	M	H	MA	%MA	HA	% HA	%S	N	%R	D	PMAD	PMJU	PHAD	PHJU
Jun-98	46	16	30	4	25%	12	40%	2H-1M			50				
Oct-98	26	3	20	1	20%	0	0%	6H-1M	12	17	47	21	17	19.00	13.35
Ene-99	41	10	19	5	50%	1	5%	2H-1M	4	30	45	22	14.6	21.80	15.14
May-99	74	32	30	22	68%	4	13%	1H-1M	12	12	63	20	15.8	20.20	13.75
Julio 99.	88	38	49	20	52%	10	20%	1H-1M	11	12	82	21.2	16.16	23.16	15.15
Sept. 99	105	51	44	17	33%	0	0%	1H-1M	21	18	85	19.6	18.4	18.90	14.3
Dic. 99	48	25	23	9	36%	1	4%	1H-1M	12	18	45	19.2	17	19.25	15.87
Feb-00	66	33	33	15	45%	1	3%	1H-1M	18	25	72	19	14.36	19.14	15.6
Sept. 00	43	24	19	19	79%	1	5%	1H-1M	22	46	52	18.4	14.5	18.5	12.69
Abr-01	24	11	13	9	81%	0	0%	1H-1M	15	47	24	21	13.44	20.5	12.84
Jul-01	36	19	17	8	42%	0	0%	1H-1M	12	33	37	20.2	17.6	19.2	16.3
Oct-01	21	9	12	9	100%	5	41%	1H-1M	2	9	24	20.9	18	20.9	17
Feb-02	50	19	31	15	30%	0	0%	1H-1M	13	26	81	20.5	15.5	19.46	17.76
Sep-02	65	33	32	22	66%	1	3%	1H-1M	22	34	52	19.8	16.33	19.66	16.56
Abr-03	49	15	34	13	86%	16	47%	2H-1M	5	10	68	20.3	14.75	19.62	15.16
Jun-03	64	29	35	13	44%	17	48%	1H-1M	5	8	77	23.6	16.4	22.23	16.66
Oct-03	36	9	27	7	77%	8	29%	3H-1M	7	19	58	21	15.8	23.8	16.43
Dic-03	52	16	36	13	81%	9	25%	2H-1M	3	6	61	21.8	16.8	19.75	17
Mar-04	67	30	37	21	67%	0	0%	1H-1M	3	4	75	20.6	18	20.91	17.6
Sep-04	69	32	37	25	78%	5	13%	1H-1M	14	20	86	20.3	17	19.7	16.66
Dic-04	42	21	21	12	57%	2	9%	1H-1M	1	2	49	21.3	15.2	20.2	13.11
Mar-05	42	18	24	18	18%	1	4%	1H-1M	14	33	44	20.8	17,1	21.2	15.9
Jun-05	77	30	47	12	40%	9	19%	1H-1M	29	37	106	21.5	15.6	23.1	14.4
Sep-05	80	28	38	9	32%	0	0%	1H-1M	35	43	80	22.4	16.7	21.2	14.8

Tabla de vida correspondiente al área 8. CT= Capturas totales, M= Machos, H= Hembras, MA= Machos Adultos, %MA= % de Machos Adultos, HA= Hembras Adultas, %HA= % de Hembras Adultas, %S= % de Sexos, N= Nuevos, %R= % de reclutamiento, D= Densidad en Org 1/2 Ha, S= Supervivencia, M= Mortalidad, PMAD= Peso de Machos Adultos, PMJU= Peso de Machos Juveniles, PHAD= Peso de Hembras Adultas, PHJU= Peso de Hembras Juveniles.