

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

DINAMICA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES
EN UN BOSQUE DE PINO - ENCINO PERTURBADO POR
FUEGO EN LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS,
SIERRA DE MANANTLAN.

T E S I S P R O F E S I O N A L

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGIA

P R E S E N T A :

LUZ DEL CARMEN ARIAS GARCIA

GUADALAJARA, JAL.

1992

El presente trabajo se realizó en el Laboratorio Natural Las Joyas de la Universidad de Guadalajara, apoyada por una beca credito por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) con registro 61538

DEDICATORIA

A MIS PADRES: MA. DEL CARMEN Y AGUSTIN

CON CARINO Y RESPETO

**A MIS HERMANOS: AGUSTIN, FATIMA, SAMUEL, LUIS,
ARMANDO Y GEMA**

POR TODO SU APOYO

A: FERNANDO

MI COMPAÑERO Y AMIGO

A G R A D E C I M I E N T O S

Al M. en C. Luis Ignacio Iniguez Dávalos por la dirección de este trabajo.

Al Dr. Victor Sánchez Cordero del Instituto de Biología de la UNAM, por proporcionarme material de campo y asesoramiento para llevar a cabo el trabajo.

A la familia García García mi franco agradecimiento por su apoyo de siempre.

A mis compañeras y amigas Alicia Pérez y Ma. Isabel Romero por toda su ayuda.

A Ramón Cruz, José Aragón, Genoveva Saldivar, Ana Galvan, Raquel Alvarez por el apoyo brindado.

A todas aquellas personas que colaboraron en el desarrollo de este trabajo.

I G R A C I A S !

**DINAMICA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO
PERTURBADO POR FUEGO EN LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN**

CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE CUADROS

1. INTRODUCCION
2. OBJETIVOS
3. HIPOTESIS
4. ANTECEDENTES
 - Aspectos generales sobre los pequeños roedores.
 - Efecto del fuego en la comunidad de pequeños roedores.
5. AREA DE ESTUDIO
 - Area quemada.
6. METODOLOGIA
7. RESULTADOS
8. DISCUSION
9. CONCLUSIONES
10. BIBLIOGRAFIA

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1. LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN
- FIGURA 2. UBICACION DE LOS SITIOS DE MUESTREO EN TRES TIPOS DE VEGETACION DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS
- FIGURA 3. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES DE LA COMUNIDAD DE ROEDORES DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS
- FIGURA 4. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES DE ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 5. VARIACION ESTACIONAL DE LA DENSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 6. VARIACION ESTACIONAL DE LA BIOMASA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 7. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 8. ESTRUCTURA DE EDADES DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 9. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE P. spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 10. ESTRUCTURA DE EDADES DE P. spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 11. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE P. boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 12. ESTRUCTURA DE EDADES DE P. boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 13. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE P. hylocetes EN DOS TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 14. ESTRUCTURA DE EDADES DE P. hylocetes EN DOS TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 15. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE O. melanotis EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 16. ESTRUCTURA DE EDADES DE O. melanotis EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 17. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE N. mexicana EN AREA QUEMADA
- FIGURA 18. ESTRUCTURA DE EDADES DE N. mexicana EN AREA QUEMADA

- FIGURA 19. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE N. alleni EN BOSQUE MESOFILO
- FIGURA 20. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE S. alleni EN AREA QUEMADA
- FIGURA 21. ESTRUCTURA DE EDADES DE S. alleni EN AREA QUEMADA
- FIGURA 22. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE R. sumicrhasti
- FIGURA 23. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 24. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 25. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE P. spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 26. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE P. spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 27. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE P. boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 28. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE P. boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 29. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE P. hylocetes EN DOS TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 30. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE P. hylocetes EN DOS TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 31. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE O. melanotis EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 32. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE O. melanotis EN TRES TIPOS DE HABITAT
- FIGURA 33. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS Y MACHOS DE N. mexicana EN AREA QUEMADA
- FIGURA 34. PATRON REPRODUCTIVO DE S. alleni DE HEMBRAS EN AREA QUEMADA

LISTA DE CUADROS

- CUADRO 1. COMPOSICION DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT.
- CUADRO 2. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE LA DENSIDAD Y BIOMASA TOTAL DE LA COMUNIDAD DE ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITATS DE LA ECLJ.
- CUADRO 3. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE DENSIDAD POBLACIONAL DE LAS TRES ESPPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE TRES HABITATS DE LA ECLJ.
- CUADRO 4. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE BIOMASA POBLACIONAL DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE TRES HABITATS DE LA ECLJ.
- CUADRO 5. PRUEBA DE χ^2 (CON CORRECCION DE YATES) PARA LA ESTRUCTURA DE EDADES DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE EPOCAS PARA CADA HABITAT.
- CUADRO 6. PROPORCION DE SEXOS DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT DE LA ECLJ.
- CUADRO 7. PRUEBA DE χ^2 PARA LA PROPORCION DE SEXOS EN CADA EPOCA DE LAS ESPECIES MAS ABUNDANTES.
- CUADRO 8. PRUEBA DE χ^2 PARA LA PROPORCION DE SEXOS EN CADA HABITAT DE LAS ESPECIES MAS ABUNDANATES.
- CUADRO 9. PROPORCION DE SEXOS DE P. spicilequs EN TRES TIPOS DE HABITAT DE LA ECLJ.
- CUADRO 10. PROPORCION DE SEXOS DE P. boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT DE LA ECLJ.
- CUADRO 11. PORCENTAJES DE COBERTURA DE VEGETACION EN TRES TIPOS DE HABITAT A DOS ALTURAS, POR EPOCA DEL AÑO.

INTRODUCCION

Los bosques son un recurso importante por su alta biodiversidad, y constituyen el hábitat de una gran cantidad de especies de la fauna silvestre. Aunque parecen bastante estáticos en términos de la percepción humana del tiempo, continuamente cambian en su estructura y composición variando en el tiempo y espacio (Spurr y Barnes, 1980). Las perturbaciones juegan un papel importante en los ecosistemas, muchas veces haciendo impredecible la trayectoria de la sucesión. Las perturbaciones afectan los niveles ecológicos de organización, modificando las características de la comunidad (natalidad, mortalidad, migración, estructura de edades, riqueza, diversidad, dominancia y estructura) y de las poblaciones (Pickett, 1985 ; Runkle, 1985). Las perturbaciones que más afectan a los ecosistemas forestales en México son antrópicas, como el desmonte con fines agropecuarios, la extracción de madera, el pastoreo de ganado y los incendios forestales (Jardel, 1991). Reconocida la naturaleza dinámica de los ecosistemas forestales y el papel de las perturbaciones, la sucesión es un fenómeno en el cual, a través del tiempo cambia la estructura y composición de especies del bosque, dando lugar a una secuencia de asociaciones vegetales conjuntamente con la comunidad animal que las habita (Jardel y Sánchez-Velasquez, 1989).

El fuego como elemento de perturbación juega un papel importante en la estructura, dinámica y evolución en muchos ecosistemas forestales al modificar las condiciones bióticas y abióticas (Moreno, 1991). El incendio es una perturbación que interrumpe y altera drásticamente el desarrollo del ecosistema existente iniciando una sucesión secundaria. Este proceso cambia la riqueza y composición de la fauna silvestre, al modificar las complejas relaciones que existen entre las especies de plantas y animales en un ecosistema (Spurr y Barnes, 1980); Sánchez, 1981). Los incendios han afectado la mayor parte de los bosques del mundo, siendo un factor muy importante para la configuración del medio ambiente. El mosaico de rodales de diferentes edades, formas y tamaños creados por el fuego provee heterogeneidad de ambientes,

permitiendo la persistencia de especies colonizadoras en las áreas perturbadas por incendios cuando éstos ocurren. Si en un área existen bosques en diferentes estados de crecimiento, se pueden encontrar diferentes especies o grupos de especies silvestres asociados con un estado particular de crecimiento del bosque (Bendell, 1974). El fuego puede jugar un papel importante en la dinámica poblacional de todas las especies de fauna silvestre. Aunque por regla general se ha considerado solo el efecto negativo de los incendios forestales, también resultan beneficios para algunas especies, que pueden incrementar su tamaño poblacional o su área de distribución (Beck y Volg, 1972; Cook, 1959; Wetzel, 1958; Pearson, 1959 citados por Fox, 1982). A nivel comunidad las modificaciones del hábitat se pueden traducir en cambios en la composición y diversidad de los pequeños mamíferos. Estos cambios varían en función del tiempo de regeneración del bosque, dando lugar a un proceso "sucesional" en la fauna silvestre (Chandler et al., 1983; Bendell, 1974; Fox, 1982). Los cambios en la abundancia de pequeños mamíferos después de un incendio pueden interpretarse como una respuesta a los cambios de la vegetación, que es el recurso del cual dependen directamente o indirectamente (Fox, 1982).

Los incendios forestales son una de las causas de modificación más grandes en los ecosistemas boscosos de México, debido a que afectan miles de hectáreas de vegetación natural cada año. Poco se ha investigado en el país sobre los efectos de los incendios forestales en la fauna silvestre. Dado que los incendios modifican drásticamente la estructura del hábitat de los pequeños roedores que viven en el sotobosque, esperaríamos que la composición de la comunidad y su dinámica difiera entre el área quemada y los bosques adyacentes que no han sido afectados por el incendio. Con el presente trabajo se contribuye al conocimiento de los cambios que ocurren en la comunidad de pequeños roedores en relación con la sucesión iniciada por un incendio en un bosque de pino-encino en la Estación Científica Las Joyas. Los datos generados ayudarán al desarrollo de modelos para predecir el efecto de perturbaciones

sobre la fauna silvestre, información que es necesaria para elaborar evaluaciones de impacto ambiental y fundamentar desiciones de manejo.

OBJETIVOS

- 1.- Determinar la estructura y composición de la comunidad de pequeños roedores en un bosque perturbado por un incendio.
- 2.- Describir los cambios estacionales en la estructura y composición de la comunidad de pequeños roedores en un bosque perturbado por un incendio.
- 3.- Determinar si existen especies que están asociadas a hábitats con este tipo de perturbación.

HIPOTESIS

La modificación estructural del hábitat provocada por incendios afecta la dinámica y composición de la comunidad de pequeños roedores en áreas forestales.

ANTECEDENTES

Aspectos generales sobre los pequeños roedores

Dentro de los mamíferos, los miembros del Orden Rodentia son el grupo de mayor éxito por su adaptación y distribución en el mundo, tanto en términos de abundancia como en número de taxa. Existen aproximadamente 1,750 especies de roedores (Vaughan, 1988) que constituyen el 40% de todas las especies de mamíferos (Ceballos y Galindo, 1984). Son mamíferos terrestres con costumbres diversas; con hábitos terrestres, arbóreos, hipógeos y semiacuáticos, que se desplazan saltando, caminando, corriendo ó trepando (Ceballos y Galindo, 1894; Sánchez, 1981).

Los roedores de la Familia Cricetidae son animales pequeños con aspecto de ratas y ratones que pesan por lo general menos de 120 g (sensu Delany, 1981); se encuentran ampliamente distribuidos en todo el mundo con excepción de algunas islas y de la región australiana (Ceballos y Galindo, 1984). Son principalmente de hábitos nocturnos, por ser vulnerables a la depredación (Vaughan, 1988). En general, constituyen o forman sus nidos de vegetación seca, en troncos tirados, grietas o túneles en el suelo; algunos utilizan veredas en sus desplazamientos. Existen especies gregarias, sociales y solitarias (Ceballos y Galindo, 1984).

Muchas especies de roedores se alimentan de material vegetal como hojas, tallos, semillas, raíces, frutos, flores y cortezas; pero uno de sus caracteres adaptativos más importante es su capacidad para consumir una amplia variedad de alimentos como parte de su dieta: insectos, lombrices de tierra, orugas, ciempiés (Delany, 1981), carroña (González-Romero, 1980) y hongos (Polaco et al., 1982; Halvorson, 1982). Algunas especies modifican sus hábitos de alimentación durante el año en respuesta a una disponibilidad de alimento cambiante; por ejemplo, el ratón de campo (Apodemus sylvaticus), que se alimenta principalmente de semillas durante la mayor parte del año, consume alimento animal (artrópodos) de mayo a junio (Watts, 1968 citado por Delany, 1981).

La reproducción de los roedores está fuertemente influida por la disponibilidad de alimento (Delany, 1981). Su inversión reproductiva esta orientada hacia tener camadas grandes y frecuentes, desarrollo rápido de las crías y periodos breves de dependencia de estas (Vaughan, 1988). En la mayoría de los roedores el tamaño de la camada oscila entre tres y siete individuos, variando intraespecificamente según el peso y edad de la madre (Delany, 1981).

El nacimiento de las crías coincide con una época del año que ofrece condiciones ambientales favorables. Por lo general, en los climas templados este periodo se extiende de primavera al otoño, mientras que en los trópicos con estaciones definidas es hacia el final del periodo de lluvias; y en los trópicos sin estaciones definidas la reproducción ocurre a lo largo del todo el año (Delany, 1981). En los pequeños roedores, la duración de vida generalmente es de dos años, y rara vez excede de los tres años; para muchas especies es considerablemente menor a un año (Sánchez, 1981; González-Romero, 1980; Delany, 1981).

En muchos roedores es posible reconocer dos tipos de muda de pelaje. Uno está asociado al desarrollo cronológico de los individuos, en que se pueden reconocer tres fases de pelaje: juvenil, subadulto y adulto. El otro tipo está relacionado con los cambios estacionales y generalmente consta de una o dos mudas por año (Ceballos y Galindo, 1984).

El número de individuos de una población está relacionado directamente con las tasas de natalidad, mortalidad y migración en un área determinada y en un tiempo dado. Los factores ambientales que determinan cambios en la abundancia de los organismos, actúan directamente causando la muerte o bien, indirectamente propiciando o inhibiendo la reproducción, o afectando el crecimiento. Otro factor que afecta y regula las poblaciones es la competencia intra e interespecifica por disponibilidad de recursos como alimento, espacio, lugares de anidación, agua y otros componentes del hábitat (Sanchez, 1981; Desy y Batzli, 1989). En las islas de la costa de Maine se ha observado que Peromyscus maniculatus desplaza a

Microtus pennsylvanicus de un hábitat compuesto de arbustos, pero a su vez es desplazado del bosque de viejo crecimiento por Clethrionomys gapperi (Crowell y Pimm, 1976).

En condiciones naturales, las poblaciones de roedores varían ampliamente a través del año; por ejemplo, para Microtus pennsylvanicus se reportan densidades de 1 ind/ha en invierno y cifras de hasta 150 ind/ha en primavera; Mus musculus presenta densidades de 0 ind/ha en invierno y 40 ind/ha en primavera. Para el caso de Peromyscus eremicus las densidades de población que se han encontrado son de 0.43 ind/ha en otoño y 3.3 ind/ha en invierno (Delany, 1981). Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991), observaron que las poblaciones de Peromyscus alstoni, P. maniculatus y Microtus mexicanus presentan sus picos poblacionales al final de la época de secas y principios de la época de lluvias; en cambio, las densidades más bajas se presentaron al final de la época de lluvias. Este patrón de fluctuación poblacional sugiere que las especies responden, de manera similar a variables ambientales características del hábitat, considerando principalmente la disponibilidad de alimento y la cobertura.

La comunidad de roedores cambia en su composición entre los diferentes parches del mosaico de un paisaje, en relación directa con la complejidad estructural de los hábitats que se encuentran en el sitio, probablemente en concordancia con la disponibilidad de recursos. En La Estación Científica Las Joyas se han encontrado ocho especies de roedores en bosque mesófilo, cinco en bosque de pino y cuatro en vegetación secundaria, con variaciones poblacionales inter e intraespecíficas entre hábitats (Galvan-Campos, 1992).

Dentro de los ecosistemas terrestres, los pequeños roedores ejercen una importante influencia en la comunidad vegetal al modificar la abundancia y el patrón de dispersión de las plantas a través de la remoción de las semillas. El proceso de remoción de semillas, posterior a su separación de la planta, puede resultar en una dispersión zoocora que depende de los movimientos y el comportamiento de almacenaje del removedor, o en una depredación

por consumo directo o por ser depositadas en cámaras donde las plantulas no reciben luz una vez germinadas (Martinez-Gallardo, 1988). Se ha calculado que cinco ratones de la especie Peromyscus maniculatus en un hectárea pueden eliminar 50, 000 semillas de abeto douglas Pseudotsuga menziesii en 15 días (Sullivan, 1979 citado por Ceballos y Galindo, 1984).

Los roedores constituyen el alimento básico de muchos carnívoros (lechuzas, águilas, zorras, coyotes y serpientes, entre otros), por lo que son un elemento fundamental en diversas cadenas tróficas (Ceballos y Galindo, 1984; Sanchez, 1981; Esparza-García, 1991). Muchas especies de roedores pueden considerarse como plagas en cultivos agrícolas y en depósitos para almacenar granos, debido a que las pérdidas que ocasionan son significativas desde el punto de vista económico (González-Romero, 1980).

Efecto del fuego en la comunidad de pequeños roedores

El fuego es una fuerza dinámica que puede modificar las condiciones de vida de algunas especies de fauna silvestre, favoreciendo a unas y perjudicando a otras (Chandler et al., 1983). Algunos investigadores consideran que el fuego es destructivo para la fauna silvestre (e. g. Leopold, 1953; Lutz, 1956; Ahlgreen y Ahlgreen, 1960; Greene, 1935 citados por Chandler et al., 1983 y Bendell, 1974); sin embargo, otros (como Howard et al., 1959; Komarek, 1969; Hakala et al., 1971; Vogl, 1973; Doerr et al., 1970; Phillips, 1965; Tester, 1965; Stoddard, 1963 citados por Chandler et al., 1983 y Bendell, 1974) consideran que el fuego no es la causa directa de la mortalidad en vertebrados y puede llegar a ser benéfico.

Los animales están adaptados a una clase particular de alimento, y la abundancia y distribución de la fauna silvestre puede depender de la disponibilidad del alimento apropiado (Bendell, 1974; Chandler et al., 1983). Después del fuego se estimula el crecimiento de la vegetación cerca del suelo, así como un impresionante cambio en el vigor de las plantas, causado por el incremento de nutrientes en las cenizas que puede durar desde uno

hasta más de catorce años, incrementando la disponibilidad de alimento de algunos mamíferos (Bendell, 1974). Los incendios forestales raras veces queman la vegetación por igual y el resultado es un mosaico de cobertura de diferentes edades. Las áreas recién quemadas consisten en tocones y troncos quemados y en espacios abiertos. El patrón de cobertura es un elemento básico en el hábitat de la fauna, que determina dentro del área quemada donde puede vivir y la densidad que puede alcanzar cada especie (Bendell, 1974; Chandler et al., 1983). El patrón de cobertura puede influenciar de manera importante las relaciones entre depredadores y presas; una presa moviéndose dentro de una área abierta está expuesta a nuevos depredadores que operen más eficientemente en el nuevo hábitat (Bendell, 1974; Chandler et al., 1983).

El fuego puede causar alta mortalidad de pequeños roedores, pero la recolonización de áreas quemadas puede ser muy rápida. La población de pequeños roedores responde a los cambios de la vegetación; por ejemplo, Clethrionomys gapperi, así como el género Microtus generalmente decrecen después del fuego, lo cual está relacionado con la disminución de cobertura (Peek, 1986), mientras que Peromyscus maniculatus se incrementa debido a la producción de semillas de especies serótinas (e.g. Pinus sp) (Peek, 1986; Cook, 1959). En Oregon se observó que la población de P. maniculatus es baja inmediatamente después del fuego, pero incrementa su población estimándose en 0.9 a 12.8 ind/acre fluctuando mucho y en forma irregular (Gashwiler, 1970).

Algunos de los posibles mecanismos por los cuales el fuego puede alterar la estructura de la comunidad de pequeños mamíferos y riqueza de especies son (Fox 1982): 1) Los fuegos frecuentes crean nuevos hábitats disponibles a diversas especies presentes en la comunidad y a los cuales pueden emigrar. 2) Los fuegos crean una secuencia temporal de microhábitats (cuando se inicia una sucesión secundaria en la vegetación), y cada etapa es seleccionada por diferentes especies de mamíferos. 3) Los fuegos crean hábitats que son ocupados por especies transitorias que después desaparecen cuando cambian las condiciones de hábitat favorable durante el

proceso sucesional y son reemplazadas por especies que viven en etapas más avanzadas de la sucesión. 4) Los fuegos periódicos pueden conducir a la evolución de algunas especies que se adaptan a explotar los estados serales tempranos posteriores a un incendio, considerándolas especialistas al fuego. 5) A través del proceso sucesional pueden ocurrir interacciones de competencia, donde especies de estados tardíos desplazan a las especies ya presentes en las etapas tempranas.

Estudios realizados sobre poblaciones de pequeños roedores en áreas quemadas, demuestran que la composición de la comunidad de roedores responde a la modificación de la estructura de microhábitats (Price y Waser, 1984; Gashwiler, 1970), que existe relación entre la vegetación y la abundancia de pequeños roedores y que el principal factor en la variación de su población es la disponibilidad de alimento (Ahlgreen, 1966 citado por Chandler, et al., 1983). Los incendios tienen un impacto significativo directamente reduciendo las poblaciones, mientras que la riqueza de especies está relacionada con el estado sucesional del bosque (Buech et al., 1977). Los incendios afectan a las especies de roedores al destruir su hábitat, especialmente el alimento y el refugio (Wirt II et al., 1988; Simons, 1991). En la Costa de Marfil en Uganda, se ha registrado una supervivencia constante de roedores después del fuego, debido a que algunas especies se retiran a galerías subterráneas y el fuego pasa por encima de ellos (Bellier, 1967; Neal, 1970; Delany 1964 citados por Delany, 1981). En México, Gómez-Ugalde (1989) y Fa y Sánchez-Cordero (1991) realizaron estudios donde demuestran que las poblaciones de pequeños roedores responden diferencialmente a las condiciones posteriores al fuego en función de sus requerimientos de cobertura.

AREA DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo en la Estación Científica Las Joyas (ECLJ), ubicada en el centro-occidente de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, Jalisco (Figura 1). La ECLJ cuenta

con una extensión de 1,245 ha, presentando una variación altitudinal que va de 1540 a 2240 msnm. Sus coordenadas geograficas son 19°35' 4" a 19°37' 42" Latitud Norte y 104°15'2" a 104°17'40" longitud Oeste. Su topografía es irregular, con pendientes que varían entre 30 y 100 % (Ramírez, 1988). El material geológico que presenta es de origen igneo con rocas de tipo extrusivo: traquitas, basaltos y andesitas. Los suelos que se encuentran son de tres ordenes (USDA): Alfisoles, Ultisoles e Inceptisoles (Quintero, 1988).

El clima de acuerdo a Koeppen modificado por García es templado subhúmedo (Cw). La temporada de lluvias se presenta a mediados de mayo y termina a finales de septiembre. Existen lluvias ocasionales de octubre a febrero y las neblinas son frecuentes. Se presenta una estación seca muy marcada en los meses de marzo, abril y mayo. De acuerdo a los registros de 1987-1990, la temperatura promedio anual es de 15.4 °C y la precipitación pluvial promedio es de 1700 mm anuales (Jardel 1991).

Dentro de la ECLJ, la cobertura vegetal está formada principalmente por bosques de pino, que tienen un aspecto siempre verde. Los principales componentes florísticos encontrados son: Pinus douglasiana, P. herrerae y P. oocarpa; los cuales se encuentran mezclados con encinos (Quercus candicans, Q. acutifolia, Q. elliptica, Q. scytophylla), y con madroño (Arbutus xalapensis). El bosque de pino-encino es una mezcla de Pinus douglasiana, P. herrerae y P. oocarpa con Quercus salicifolia, Q. acutifolia, Q. scytophylla, Magnolia iltisiana, Clethra hartweggi y Arbutus xalapensis. El bosque mesófilo de montaña es un tipo de vegetación confinado principalmente a las cañadas y laderas de pendientes pronunciadas. Entre los principales componentes de ésta vegetación se pueden mencionar a: Quercus uxoris, Q. candicans, Q. salicifolia, Magnolia iltisiana, Fraxinus uhdei, Juglans major, Ostrya virginiana, Carpinus tropicalis, Tilia mexicana, Ilex brandegeana, Meliosma dentata, Zinowiewia concina, y Prunus serotina. Las especies encontradas en el estrato arbóreo bajo y arbustivo son Ternstroemia dentisepala, Viburnum sp., Styrax

argenteus, Cleyera integrifolia, Parathesis villosa, Solanum brachistaquis, entre otras. El estrato herbáceo se forma principalmente por Trigidia sp., Geranium antisepalum, Ranunculus patiolaris y Salvia mexicana (Cuevas, 1988; Saldaña Acosta y Jardel P., 1989). La vegetación secundaria, la forman especies como: Dondonea viscosa, Verbesiana sphaerocephala, V. oncocephala, Lopezia racemosa, Acacia angustissima, Cordia spinescens, Rubus adenotrichos, R. humistratus y R. glaucus (Vázquez et al., 1991). En la ECLJ, los incendios forestales han sido un fenómeno común desde el establecimiento de poblaciones humanas dedicadas a la agricultura desde hace 1,000 años (Benz et al., 1990). Se han registrado 21 incendios forestales entre 1940 y 1988, que afectaron algunos puntos de la ECLJ; en su mayoría fueron incendios superficiales, excepto el de 1974 en el noroeste del predio (Encino Herrado-Peña Bola) y el de 1983 (Puerto de San campús que fueron incendios de copa. Este último quedó el área donde se llevó a cabo el presente estudio. Los incendios ocurren en el periodo de sequía, entre marzo y principios de junio. No se han identificado causas naturales; los incendios son de origen antrópico debidos principalmente a actividades agropecuarias, descuidos de fogatas, quemas provocadas o para justificar aprovechamientos forestales (Jardel, 1991).

Area quemada

El área de estudio corresponde a un rodal de bosque de pino-encino de aproximadamente 40 ha, que sufrió un incendio de copa en el año 1983, ubicada al sureste de la ECLJ (Figura 2). El área presenta un rango altitudinal que va de 2060 a 2220 msnm, su topografía es irregular y los suelos que presenta son Palehumuts, Rhodudalfs y Paleudalfs (USDA). Actualmente el tipo de vegetación que rodea al área quemada es bosque mesófilo de montaña al oeste y bosque de pino-encino, vegetación secundaria y un rodal de bosque mesófilo de montaña al este. El arbolado sobreviviente al incendio se encuentra disperso, teniendo una altura de 7 hasta 30 m. Las especies que se presentan en el renuevo son: Arbutus xalapensis,

Pinus douglasiana, Ternstroemia pringlei, Clethra hartwegii, Qercus scytophylla, P. oocarpa, Carpinus tropicalis, Ilex brandegeana, Meliosma dentata, Cornus disciflora, Budleia cordata, Fraxinus uhdei, Dendropanax arboreus, Phoebe pachypoda, Zinowewia concinna, Budleia parviflora, Q. obtusata, Crataegus mexicana, Euphorbia schlechtendalii, Q. candicans, Q. salicifolia, Styrax argenteus, Xilosma flexuosum, Prunus serotina, Myrica mexicana, P. herrerae, Alnus jorullensis y Persea hintonii; siendo las especies más abundantes las cinco primeras. El estrato arbustivo está compuesto de: Lupinus sp, Eupatorium collinum, Triunffeta semitriloba, Podachaenium eminens, Viguera sp, Solanum sp, Rubus sp, Senecio salignus, Pteridium aquillinum, Stevia rhombifolia, Crotalaria sp, Piqueria trinervia, Lobelia laxiflora, Phytolacca icosandra, Circium sp y Cestrum sp. En el estrato herbáceo aparece Salvia mexicana, S. lavanduloides y Conyza gnaphalioides. En el renuevo aparecen especies de latifoliadas que forman parte de los rodales vecinos de bosque mesófilo de montaña, pero su presencia no indica forzosamente que puedan persistir en el área (Anaya, 1989).

METODOLOGIA

Para identificar los cambios que ha tenido la comunidad de roedores en una zona perturbada por incendio en relación a la vegetación circundante el estudio se realizó muestreando tres tipos de hábitat: el área quemada (AQ), un bosque de pino-encino (BPE) y un bosque mesófilo de montaña (BM); los dos últimos se muestrearon en rodales adyacentes al área quemada. En cada uno de los hábitats se ubicaron dos cuadrantes (A y B). Se estableció un sistema de rejilla permanente en cada uno de los cuadrantes, el cual estuvo formado por cinco líneas (A,B,C,D,E) con intervalos de 10 metros entre línea y línea. Cada línea contenía 10 estaciones (marcadas con un número del 1 al 10) separadas una de la otra por 10 metros sumando en total 50 estaciones en una superficie de 3,600 m² para cada cuadrante. Se utilizaron 100 trampas tipo Sherman, las cuales se distribuyeron entre los dos cuadrantes de un hábitat colocando una trampa por estación. El cebo que se utilizó para atraer a los roedores estuvo compuesto de hojuelas de avena aromatizadas con vainilla. Las trampas se colocaron durante cuatro noches consecutivas en cada hábitat, revisandolas todos los días por la mañana.

Se llevaron a cabo diez muestreos entre junio de 1990 y julio de 1991, dejando un lapso de seis semanas entre cada periodo; se muestreo un total de 12,000 noches-trampa. Los muestreos se realizaron en las siguientes fechas: 1) Del 14 al 25 de junio de 1990 2) Del 3 al 14 de agosto de 1990 3) Del 6 al 17 de septiembre de 1990 4) Del 17 al 28 de octubre de 1990 5) Del 21 de noviembre al 2 de diciembre de 1990 6) Del 17 al 28 de enero de 1991 7) Del 28 de febrero al 11 de marzo de 1991 8) Del 11 al 22 de abril de 1991 9) Del 16 al 27 de mayo de 1991 10) Del 18 al 29 de julio de 1991.

Se utilizó la técnica de captura, marcado y recaptura. Los ejemplares capturados se marcaron por ectomización de falanges (Martof, 1953) asignandoles un número progresivo. De cada individuo se registraron sus medidas morfométricas (largo total, cola

vertebral, pata trasera y oreja), peso, sexo, condición reproductiva (para los machos se tomó de acuerdo a la posición de los testículos (abdominales, inguinales o escrotados); para las hembras se consideró el desarrollo mamario (pequeñas, medianas, grandes, lactantes y post-lactantes) y la preñez determinada por palpación, presencia de muda, estado del pelo (nuevo cuando está brillante y viejo cuando es opaco), edad (adulto, subadulto y joven basándose en el patrón de coloración del pelo y la muda), fecha de captura y número de trampa (Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984; Gómez-Ugalde, 1989; Galvan-Campos, 1992). Una vez tomados los datos se libero al individuo en el mismo lugar de captura.

Para determinar las especies se utilizaron claves taxonómicas de los roedores de la ECLJ elaboradas con base en Hall (1981), Ceballos y Galindo (1984) y la revisión de los ejemplares depositados en la Colección Zoológica del Laboratorio Natural Las Joyas y el Instituto de Biología de la UNAM.

Con los datos obtenidos en los muestreos se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver ($H' = - \sum (P_i) (\log_2 P_i)$), la densidad y biomasa tanto de la comunidad como de cada especie, actividad reproductiva, proporción de sexos y estructura de edades. Se utilizó el método de enumeración de Krebs (1966) conocido como "Mínimo número de individuos vivos (MNIV)" para cada hábitat y por especie. La estructura de edades, actividad reproductiva y proporción de sexos se calcularon por hábitat y especie a partir de los individuos capturados en cada muestreo. Para comparar la comunidad de roedores entre hábitats se utilizó el índice de similitud de Simpson debido a que es el que mejor se ajusta a las expectativas teóricas sobre el comportamiento de dos faunas que comparten especies (Sánchez y López, 1988). Su fórmula es:

$$RN2 = \frac{100 (c)}{N2}$$

Donde: c = No. de especies compartidas por los dos hábitats.

N2 = No. de especies encontradas en el hábitat con menos riqueza.

El análisis estadístico se llevo a cabo mediante el paquete estadístico de computadora Statgraphics, utilizando análisis de varianza para densidad y biomasa. Se utilizaron pruebas de χ^2 para la estructura de edades y proporción de sexos agrupandolos en las tres épocas que se presentan en la ECLJ: lluvias, invierno y secas. La actividad reproductiva exitosa en las hembras se tomo cuando presentaban evidencias de preñez, y desarrollo mamario lactante y post-lactante. En cuanto a los machos, se evaluó tomando machos reproductivos a aquellos que mostraron los testículos en posición inguinal o escrotados.

Para describir la vegetación en forma general, se utilizarón los resultados del inventario dasonómico realizado por el Area de Ecología Vegetal del LNLJ en el bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña, y para el área quemada en los resultados del trabajo realizado por Anaya (1989). Para obtener las diferencias en la cantidad de cobertura en la época de lluvias y secas del estrato herbáceo y arbustivo en los sitios específicos de los cuadrantes, se realizó un muestreo en cada época utilizando el método de intercepción en línea (Canfield, 1941). En cada cuadrante se tomarón diez puntos al azar; en cada punto se siguió una línea a favor de la pendiente a una altura de 40 cm y otra línea a 1.60 m, con una longitud de 15 m cada una. En cada línea se registró la longitud que es interceptada por cada especie, sin importar si se trata de plantas individuales o de acúmulos de individuos, anchura máxima de la planta en dirección perpendicular a la línea y suelo desprovisto de plantas. La cobertura total de la vegetación puede obtenerse a partir de:

$$\text{Cobertura Total} = \frac{100(L - \text{longitud de suelo desnudo})}{L}$$

Donde: L= sumatoria de longitudes de todos los transectos trabajados. (Franco et al., 1985).

Para este trabajo, se cuantifico la cobertura por transecto con L= longitud del transecto. Para evaluar estadísticamente las diferencias en coberura entre épocas y entre hábitats se realizaron análisis de varianza y análisis de rango múltiple.

RESULTADOS

Comunidad de roedores

Durante los 10 periodos de colecta se capturó un total de 255 individuos, de los cuales 81 se capturaron en el Area Quemada (AQ), 128 en Bosque Mesófilo de Montaña (BM) y 46 en Bosque de Pino (BP). La comunidad estuvo compuesta por nueve especies de roedores: Reithrodontomys fulvescens, R. sumicrhasti, Peromyscus spicilegus, P. boylii, P. hylocetes, Oryzomys melanotis, Neotoma mexicana, N. alleni y Sigmodon alleni. La riqueza de especies fué igual en AQ y BM (siete especies), siendo mas baja para BP (cuatro especies) (Cuadro 1). El índice de diversidad (Shannon-Weaver) es de $H' = 1.374$ para BM, $H' = 1.166$ para BP y $H' = 1.475$ para AQ, con una equitatividad de $eH' = 0.706$ en BM, $eH' = 0.841$ en BP y $eH' = 0.758$ para AQ. El calculo de la abundancia relativa de las especies muestra que R. fulvescens es la especie más frecuente, seguida de por P. spicilegus, P. boylii y O. melanotis (Figura 3). Analizando cada hábitat por separado, observamos que en el AQ y en el BM la especie más abundante fue R. fulvescens. En el BP, P. spicilegus alcanzó la mayor abundancia; esta especie, junto con P. boylii mostraron abundancias altas en los tres tipos de vegetación. Oryzomys melanotis fue una especie muy abundante solo en el BM (Figura 4). Con el índice de similitud de Simpson se encontro que el AQ y BM comparten un 71.42 % de especies, quedando dos especies de cada hábitat sin compartir. El BP con AQ y BM comparte en un 100% sus especies.

Se observa que existen cambios estacionales de desidad muy marcados. La mayor densidad en AQ y BM ocurrio en época de lluvias, decreciendo a medida que inicia la epoca de secas. En cambio, el pico mas alto de densidad en BP se observa al inicio de la época seca. La variación entre estaciones es mayor en BM que en los otros tipos de hábitat (Figura 5), siendo altamente significativa para los tres hábitats (ANOVA, $F = 9.302$, $P = 0.00009$, cuadro 2). Al igual que la densidad, la biomasa presenta fluctuaciones estacionales. Los picos mas altos se presentan a la mitad de la época de lluvias

en AQ y BM, a diferencia del BP donde ocurre al inicio de esta época. Los registros más bajos fueron al final de la época seca para los tres hábitats. Se observa un aumento muy marcado al inicio de la segunda época de lluvias en AQ, debido a que se capturo una especie de mayor tamaño (Sigmodon alleni) (Figura 6). Se encontraron diferencias significativas entre los tres hábitats (ANOVA, $F= 7.091$, $P= 0.001$, cuadro 2).

Dinámica poblacional

En esta sección se describirá el patrón de densidad, biomasa y estructura de edades por especie. Para el análisis estadístico de la estructura de edad se consideraron solamente dos categorías, jóvenes y adultos. Debido a la baja captura de individuos de las especies Oryzomys melanotis, Peromyscus hylocetes, Neotoma mexicana, N. alleni, Reithrodontomys sumichrasti y Sigmodon alleni, no fue posible aplicar ninguna prueba estadística por lo que únicamente se considero a R fulvescens, P. spicilegus y P. boylii para hacer el análisis estadístico. Para las demás especies solo se describirán los patrones generales.

Reithrodontomys fulvescens

Esta especie presenta fluctuaciones de densidad muy marcadas. En AQ se presentan los máximos valores en la época de lluvias (15.27 ind/ha), mientras que la mínima densidad ocurre en el invierno (4.16 ind/ha). En BM se presenta un pico máximo en lluvias (18.05 ind/ha), otro en invierno (8.33 ind/ha) y disminuye después, sin incrementarse al inicio de la nueva época de lluvias. En BP las fluctuaciones son discontinuas presentando dos picos de densidad, uno en lluvias (5.55 ind/ha) y otro en invierno (4.16 ind/ha) (Figura 7a). Las diferencias fueron altamente significativas (ANOVA, $F= 4.264$, $P= 0.0029$, cuadro 3).

En la figura 7b se observa que las fluctuaciones de biomasa no son muy marcadas para AQ y BM; en cambio, para BP si lo son ya que al inicio del invierno y finales de la época de secas la especie no se encuentra en este hábitat. Para AQ se presenta un pico máximo en

lluvias (0.182 Kg/ha); en BM y BP existen dos picos, uno en lluvias y otro a finales de invierno. Existen diferencias significativas entre ellos (ANOVA, $F= 4.516$, $P= 0.0020$, cuadro 4).

En los tres hábitats se presenta una alta cantidad de individuos adultos. En BM el mayor pico de adultos se observa al inicio de la época de lluvias, decreciendo a medida que se acerca el periodo de secas. En AQ se presentan varios picos; pero el más alto es a finales de la época de secas y principios de las nuevas lluvias. Para BP hay dos picos, uno en lluvias y otro en la época de secas. Los adultos estuvieron presentes a lo largo de todo el estudio en AQ y BM. En BP solo se capturaron en lluvias y a principios de la época de secas. Los jóvenes fueron los de porcentaje mas bajo para los tres hábitats. Tanto en AQ como en BP se encontraron durante todas las épocas. En BP hubo solo subadultos en el periodo de secas (Figura 8). No se encontraron diferencias significativas entre épocas en ningún hábitat (cuadro 5).

Peromyscus spicilegus

Se encontró que para AQ, P. spicilegus solo presenta un pico máximo de densidad en invierno (8.33 ind/ha); en cambio para BM lo presenta a finales de la época de lluvias (22.22 ind/ha). En BP existen dos picos poblacionales, ocurriendo el mas grande a finales del invierno (12.50 ind/ha). Los registros más bajos se dan a finales de la época seca (Figura 9a). Las diferencias encontradas entre hábitats fueron altamente significativas (ANOVA, $F= 5.183$, $P= 0.0007$, cuadro 3).

Se encontro una mayor biomasa en BM en la época de lluvias (0.530 Kg/ha) e invierno (0.454 Kg/ha); en cambio para AQ y BP la mayor biomasa se presenta en invierno (Figura 9b). Las diferencias encontradas entre los tipos de vegetación fueron significativas (ANOVA, $F= 5.659$, $P= 0.0004$ cuadro 4).

Para BM y BP se capturaron individuos jóvenes, subadultos y adultos; en cambio, en AQ solo fueron encontrados subadultos y adultos. En BM se presenta un pico máximo para las tres categorías en la época de lluvias. En BP se presenta solo un pico máximo para

adultos a finales del invierno; para subadultos se presentan dos picos, uno al inicio de las lluvias y otro en invierno. Los juvenes presentan un aumento a finales de las lluvias, que se mantiene hasta el invierno. En AQ los adultos se presentan con un pico máximo en invierno; y subadultos se presentan con dos picos en las lluvias (Figura 10). No hubo diferencias significativas entre las épocas para ningún tipo de vegetación (cuadro 5).

Peromyscus boylii

La población presenta una estacionalidad muy marcada en cuanto a la densidad. En AQ y BP se presentan dos picos de densidad uno en lluvias y otro al final del invierno. Para BM se presenta una máxima densidad en la época lluviosa. Se observa de manera notable la ausencia de esta especie en la época seca en todos los hábitats (Figura 11a). Las diferencias de densidad entre los hábitats fueron significativas (ANOVA, $F= 5.025$, $P= 0.0009$, cuadro 3).

Esta especie presenta picos en cuanto a su biomasa al final de la época de invierno para BP y AQ; y al inicio de lluvias en el BM. En BP y AQ se vuelve a colectar al inicio del segundo período de lluvias, pero no se atrapo nuevamente en BM (Figura 11b). Las diferencias en biomasa fueron significativas entre hábitats (ANOVA, $F= 5.164$, $P=0.0008$, cuadro 4).

Para esta especie se capturaron individuos de las tres categorías de edad en AQ; en cambio, BM y BP solo se atraparon adultos y subadultos. En AQ observamos que los juvenes solo se presentan al inicio de la época de lluvias, los subadultos y adultos se capturaron hasta finales del invierno, para volver a capturar adultos en la nueva época de lluvias. Los picos máximos fueron en lluvias y en invierno. En BP se observan dos picos máximos para adultos y solo uno de subadultos, que se presentaron en una alta proporción. En BM el pico mas alto tanto para adultos como subadultos fue en la época de lluvias; en invierno la presencia de subadultos fue mayor que la de los adultos y no se capturo ningun individuo en la época de secas (Figura 12). Entre épocas no se

presentaron diferencias significativas para los tres hábitats (cuadro 5).

Peromyscus hylocetes

Se encontro presente solo en AQ y BM en la época de lluvias donde alcanza una densidad de 2.77 ind/ha para los dos hábitats (Figura 13a). No se llevó a cabo el análisis estadístico por la baja cantidad de individuos. En BM en la época de lluvias se encontro una biomasa de 0.070 Kg/ha; al igual que para AQ, el unico aporte de biomasa se presenta en lluvias (Figura 13b). Se encontro mayor cantidad de individuos adultos en AQ en comparación con los subadultos. En BM solo se capturaron adultos. (Figura 14).

Oryzomys melanotis

Esta especie se capturó en época de lluvias para los tres hábitats, presentando su mayor pico de densidad en BM. Solo en BM se capturo en la época de invierno registrandose una densidad de 4.16 ind/ha (Figura 15a). No se realizaron pruebas estadísticas por la baja captura de individuos. Se encontro que para AQ y BP hay un solo pico de biomasa en época lluviosa. Para BM el pico máximo se da al final de las lluvias (Figura 15b). La presencia de las tres categorías de edad se observa solamente en BM; en cambio, para AQ y BP solo se capturaron subadultos en la época de lluvias, desapareciendo en el resto de los muestreos. Los juvenes se encontraron unicamente en el periodo de lluvias en todos los tipos de vegetación (Figura 16).

Neotoma mexicana

Debido al bajo número de individuos capturados en el periodo de trapeo no se realizó ninguna prueba estadística; solo se capturaron tres individuos en AQ en la épocas de lluvias e invierno (Figura 17a). Se encontró una biomasa de 0.209 Kg/ha en AQ en el mes de octubre (lluvias) y vuelve aparecer en enero (invierno) aportando una biomasa de 0.120 Kg/ha (Figura 17b). Esta especie se

encontró exclusivamente en AQ, donde se capturo mayor cantidad de individuos adultos en comparación con los subadultos (Figura 18).

Neotoma alleni

Especie encontrada exclusivamente en el BM, capturando solo un individuo en la época de lluvias (Figura 19a), motivo por el cual no se realizo ningun análisis estadístico. El individuo capturado se clasificó como subadulto y tenia un peso de 80 g (Figura 19b).

Sigmodon alleni

Solo se capturó en AQ, con un total de cuatro individuos en la segunda época de lluvias (Figura 20a). No se pudo realizar el análisis estadístico por la baja captura de individuos. Aportaron a la comunidad un total de 0.397 Kg/ha de biomasa (Figura 20b). De los cuatro individuos capturados tres fueron adultos y uno subadulto (Figura 21).

Reithrodontomys sumichrasti

Solo se capturó un individuo en BM en la segunda época de lluvias. Este individuo ya habia sido capturado en otro estudio de roedores, realizado por Galvan-Campos (1992) (Figura 22a). No se hizo ninguna prueba estadística por la baja captura de individuos. Esta especie proporcionó a la comunidad de BM un total de 0.015 Kg/ha (Figura 22b). El individuo capturado fue adulto.

Reproducción

En ésta sección se describirá la proporción de sexos y la actividad reproductiva de cada especie. Se aplicaron pruebas de χ^2 en aquellas especies que fueron abundantes.

Reithrodontomys fulvescens

Se observa que para AQ en la época de lluvias y secas hay ligeramente más machos que hembras; en cambio, en invierno hay 50%

de ambos. En BM predominan las hembras en la época lluviosa y los machos en las secas; hay 50% de ambos para el invierno. Para BP, los machos predominan en las lluvias y las hembras lo hacen en invierno. En la época seca solo se capturó una hembra (cuadro 6). No se encontraron diferencias significativas entre épocas y hábitats (cuadro 7 y 8).

La actividad reproductiva de las hembras fué diferente en los tres hábitats. En AQ se presentó actividad en las tres épocas. En las lluvias hubo hembras preñadas y post-lactantes, en invierno se observan preñadas, lactantes y post-lactantes, y en secas solamente lactantes. En BM solo hay actividad en las lluvias y en secas. Para BP hay mayor actividad en lluvias e invierno (Figura 23). En los machos, hay actividad en todas las épocas para BM y AQ; en BP existen machos activos en lluvias e invierno (Figura 24).

Peromyscus spicilegus

En AQ, las hembras y machos se encontraron en un porcentaje de 50% en ambos para todas las épocas; mientras que, para BM los machos predominaron ligeramente en las tres épocas. Para BP la proporción fué a favor de los machos en lluvias e invierno, y las hembras fueron más en la época seca (cuadro 9). No hubo diferencias significativas en los hábitats y épocas (cuadro 7 y 8).

Las hembras presentan poca incidencia de actividad reproductiva. En AQ existen hembras lactantes solo en el periodo de secas. En BM se presenta con dos picos de hembras preñadas, uno en lluvias y el otro al iniciar las secas. En BP no se encontró actividad reproductiva (Figura 25). Para los machos de BM se observa actividad en las tres épocas. En AQ solo existen machos con testículos inguinales y escrotados en invierno y a principios de la época de secas, pero se mantiene al inicio de la siguiente época de lluvias. Los machos encontrados en BP mostraron mayor actividad en invierno (Figura 26).

Peromyscus boylii

Para AQ esta especie predominaron las hembras en las dos épocas en que aparecen (lluvias e invierno). En BM los machos presentaron una proporción ligeramente mayor en las lluvias y en invierno el único individuo capturado fue hembra. Se observa que para BP la proporción se inclinó más para los machos en invierno y secas; no así para las lluvias donde predominaron ligeramente las hembras (cuadro 10). No se presentaron diferencias significativas (cuadro 7 y 8).

No se presentó actividad reproductiva de hembras en BM y BP a lo largo del estudio. En AQ se presentaron hembras durante el invierno (Figura 27). En cuanto a los machos, hay actividad en los tres hábitats. En AQ se presentan dos picos, uno en lluvias y el otro al final de las secas. En BM solo hay actividad en las lluvias. En BP la mayor actividad se presenta a finales de la época de secas. (Figura 28).

Peromyscus hylocetes

En AQ y BM, se encontró esta especie con la proporción de un 50% de hembras y 50% de machos. Para AQ las dos hembras capturadas durante las lluvias estuvieron preñadas, y en BM la única hembra no presentó actividad reproductiva (Figura 29). En cuanto a los machos en ambos hábitats presentaban evidencias de actividad (Figura 30).

Oryzomys melanotis

La proporción de sexos en la época lluviosa se inclinó más hacia las hembras en AQ (75%); en cambio para BM fueron los machos (74%). En BP hubo un 50% para ambos sexos. En invierno predominaron las hembras en BM.

En AQ y BP no se registró evidencia de actividad reproductiva de hembras. En BM hay presencia de hembras preñadas en las lluvias (Figura 31). Los machos no presentan actividad reproductiva en AQ y BP; en cambio, en BM se observan machos con testículos inguinales y escrotados en las lluvias y el invierno (Figura 32).

Neotoma mexicana

Los dos individuos capturados en la época de lluvias fueron machos, y en invierno solo se capturó una hembra.

La única hembra que se capturó presentó evidencias de lactancia (Figura 33a). Los machos también estuvieron activos (Figura 33b).

Sigmodon alleni

Todos los individuos capturados fueron hembras, de las cuales tres presentaron evidencia de lactancia y una se encontró inactiva (Figura 34).

Neotoma alleni

El único individuo capturado fue macho con evidencia de actividad reproductiva.

Reithrodontomys sumicrhasti

La única hembra capturada no presentó evidencia reproductiva.

Cobertura de vegetación

Para evaluar el porcentaje de cobertura se consideraron plantulas, hierbas, arbustos y troncos caídos. Se analizó la diferencia entre épocas por hábitat y entre hábitats para cada época, a dos alturas, 40 y 160 cm (Cuadro 11). La diferencia en cobertura entre la época de lluvias y la época seca fue significativa para el BM, tanto a 40 cm ($F= 85.341$, $P < 0.001$) como a 160 cm ($F= 5.735$, $P= 0.0217$). Tanto en el BP como en AQ la diferencia fue significativa a 40 cm ($F= 33.980$, $P < 0.001$ para BP y $F= 105.308$, $P < 0.001$ para AQ), pero no fue significativa a 160 cm ($F= 0.065$, $P= 0.8028$ en BP, y $F= 1.554$, $P= 0.2201$ en AQ).

En la época de lluvias, la cobertura presentó diferencias significativas entre los tres hábitats tanto a 40 cm ($F= 7.811$, $P= 0.001$) como a 160 cm ($F= 16.43$, $P < 0.0001$). En la época seca, la diferencia en cobertura entre hábitats no fue significativa a 40 cm ($F= 0.961$, $P= 0.3886$), a diferencia de la altura de 160 cm

($F=17.593$, $P < 0.0001$). Al realizar la prueba de análisis de rango múltiple con el método de la mínima diferencia significativa con significancia al 95% (programa Statgraphics), se encontró que en las lluvias, las diferencias significativas ocurren entre dos grupos homogéneos, uno formado por BM y AQ y el otro formado por el BP. En la época seca, a 40 cm los tres hábitats forman un solo grupo homogéneo (y por lo tanto no presentan diferencias significativas), mientras que a 160 cm cada tipo de vegetación conforma un grupo homogéneo diferente, por lo que las diferencias entre ellos son marcadas.

DISCUSION

Los resultados presentados en este trabajo muestran que la comunidad de roedores en un área perturbada por un incendio forestal presenta características diferentes a la de los tipos de vegetación adyacentes. El área quemada presentó la mayor diversidad, así como una alta riqueza de especies.

Consideramos que los dos factores más importantes para determinar los cambios en la composición de la comunidad son: la alimentación y la cobertura. En general, se ha establecido que los hábitats homogéneos no permiten que coexistan un gran número de especies dentro las comunidades de pequeños roedores (Delany, 1981). La alteración de un área por fuego en donde la vegetación no se quema por igual resulta, a nivel de paisaje, en un mosaico de tipos de vegetación con rodales de diferentes edades. Esto produce una mayor heterogeneidad de hábitats, donde las distintas especies utilizan de manera diferencial los recursos disponibles como cobertura, alimento, refugios, lugares de anidación, etc., modificando así la organización de la comunidad de pequeños roedores e inclusive cambiando la dinámica poblacional de algunas especies (Aldler, 1988; Krefting, 1974; Price y Waser, 1984). En este trabajo, el BP es el hábitat más homogéneo de los tres, y en el cual encontramos solamente cuatro especies. El BM se considera un hábitat heterogéneo debido a que presenta estructuralmente varios estratos y una riqueza florística alta, que permite que más especies coexistan en el hábitat. Probablemente, por esta razón encontramos siete especies dentro de este tipo de vegetación. Con base en el hecho de que el AQ era un bosque de pino antes del incendio, no existen razones para suponer que la comunidad de roedores fuera diferente a la del BP adyacente muestreado y presentara las mismas especies. Al ocurrir el incendio se modifican las condiciones del hábitat haciéndolo más heterogéneo, ya que hay presencia de arbolado viejo en pie, existen plantulas regenerando tanto de BM como de BP, presenta una cobertura de hierbas, arbustos tanto secos como verdes y una gran cantidad de troncos en el suelo,

por lo que hay una alta disponibilidad de cobertura y alimento suficiente y cambiante para las diferentes especies a través del tiempo. Probablemente la comunidad de roedores cambio de cuatro a siete especies, con la adición de tres nuevas a las ya existentes.

Algunos pequeños roedores exhiben requerimientos de hábitat específicos y son muy limitados en su distribución, mientras que otras especies ocupan una amplia variedad de hábitats. Podemos considerar algunas de las especies encontradas como generalistas (R. fulvescens, P. spicilegus, P. boylii y O. melanotis) ya que se encontraron presentes en los tres tipos de vegetación; las otras cinco especies encontradas pueden ser más selectivas en cuanto a los recursos que utilizan ya que P. hylocetes se encontró en dos hábitats (AQ y BM), y las otras en uno solo cada una de ellas, con S. alleni y N. mexicana en AQ y R. sumicrhasti y N. alleni en BM.

A nivel poblacional, se observa en los resultados que las especies capturadas responden en forma diferente en cada tipo de vegetación. Tales respuestas pueden estar en función de la disponibilidad de alimento (y su relación con la actividad reproductiva) y la cobertura para anidación y protección contra depredadores. Esto se refleja en los parámetros poblacionales de estructura de edades, abundancia, densidad, biomasa y actividad reproductiva en los tres hábitats. Dado que los individuos de cada especie en la ECLJ comparten la misma información genética por ser una sola población, resultado de una historia biogeográfica y evolutiva particular, las diferencias encontradas entre los hábitats demuestran la plasticidad fenotípica resultado de las distintas condiciones ambientales. Las especies capturadas probablemente fueron afectadas en su dinámica por algún factor ambiental, pues en general todas ellas presentaron valores de densidad y abundancia menores a los encontrados por Galvan-Campos (1992). A continuación se discutirá brevemente cada una de las especies encontradas:

Reithrodontomys fulvescens

Reithrodontomys fulvescens es una especie que vive en las mas diversas condiciones (Ceballos y Galindo, 1984). Este estudio presenta datos acordes a esto, ya que se capturó en los tres hábitats muestreados y fue una de las especies mas abundantes. Reithrodontomys se encuentra presente en localidades donde hay abundante cobertura de hierbas y arbustos (Cook, 1959). En AQ y BM estuvo presente durante todos los muestreos, lo cual nos dice que tuvo adecuado alimento y cobertura, aunque se observaron variaciones estacionales en su biomasa y densidad. R. fulvescens es una especie generalista que se vio favorecida por las características estructurales que presenta el hábitat perturbado.

Reithrodontomys sumichrasti

Es una especie rara, que se ha capturado junto con Oryzomys en lugares con vegetación densa (Ceballos y Galindo, 1984). El unico individuo de este trabajo se capturó en BM y en la época de lluvias. El que se haya capturado un solo individuo nos hace pensar que es una especie que requiere condiciones muy especificas de recursos.

Peromyscus spicilegus

Peromyscus spicilegus, al igual que R. fulvescens, se encontró en los tres hábitats, siendo una especie también abundante. En BM alcanza su máxima densidad y biomasa en la época de lluvias, cuando existe gran cantidad de alimento y cobertura herbacea y arbustiva. En AQ y BP la maxima densidad y biomasa se alcanza en invierno y esto se podría relacionar con la época de producción de semillas del género Pinus.

Parece ser que Peromyscus spicilegus es una especie que presenta una estacionalidad con la disponibilidad de los recursos, y que su hábitat más adecuado es el BM. En el hábitat perturbado por fuego puede llegar a establecerse, pero no alcanza densidades tan altas como en BM.

Peromyscus boylii

Es una especie que se encontró en los tres hábitats, alcanzando su máxima densidad y biomasa en AQ y BM; esto concuerda con el hecho de que esta especie se adapta a varios hábitats y son generalmente más abundantes en sitios con alta densidad arbustiva (Price y Waser, 1989). Podemos resumir que P. boylii es una especie que se adapta mejor a lugares como BM y algunas áreas perturbadas.

Peromyscus hylocetes

P. hylocetes solo se capturó en AQ y BM en la época de lluvias, con densidades muy bajas. Galván-Campos (1992) encontró que P. hylocetes se encuentra limitado a BM en la ECLJ, donde presenta máximas de densidad y biomasa en la época de lluvias. El que se haya capturado en AQ puede deberse a que es una zona adyacente a BM, y los individuos pueden haber estado explorando el hábitat para aprovechar los recursos disponibles, o haber sido desplazados por individuos dominantes (Linzey, 1989).

Oryzomys melanotis

Es una especie encontrada en los tres hábitats muestreados, pero con una mayor abundancia en el BM. Es una especie que prefiere vegetación densa y lugares húmedos (Ceballos y Galindo, 1984), características que presenta el BM. Debido a su alimentación y cobertura (principalmente herbívora y parcialmente insectívora) la abundancia de la especie podría relacionarse con la época de lluvias, ya que existe una mayor cantidad de retoños, tallos tiernos, hojas, etc. en esta época. Su presencia en otros tipos de vegetación se puede deber a migración entre hábitats, como se deduce de la recaptura en el AQ de un individuo joven marcado en BM.

Neotoma mexicana

Es una especie que parece preferir hábitats perturbados, ya que solamente se encontró en AQ. Sin embargo, la baja densidad que

presentó puede indicar que no es el tipo de vegetación más adecuado.

Neotoma alleni

Son ratas raras debido a que su hábitat mas adecuado son áreas rocosas, muy intemperizadas y poco accesibles. Aunque esta especie se capturó en BM, el sitio específico donde se encontro fue un claro ocasionado por la caída de un árbol en una ladera; Galván-Campos e Iñiguez Dávalos (com. pers) han encontrado esta especie en condiciones similares. Esto nos permite establecer su asociación con sitios perturbados dentro del BM.

Sigmodon alleni

Es una especie exclusiva de AQ, debido a que tiene mayor preferencia por hábitats perturbados. La especie se caracteriza por ser oportunista aprovechando al máximo la disponibilidad de los recursos, y una vez que se agotan emigran a otras áreas (Sánchez-Cordero, com. pers.). Por la actividad reproductiva que presentó, se deduce que hubo gran cantidad de recursos para la especie en la época en que se capturó.

CONCLUSIONES

-- La comunidad de pequeños roedores en el presente estudio estuvo compuesta por nueve especies, de las cuales Reithrodontomys fulvescens, Peromyscus spicilegus y P. boylii fueron las más abundantes en los tres tipos de vegetación muestreados.

-- La estructura y composición de la comunidad de pequeños roedores en un hábitat se modifica al ser perturbado. En este caso, un área de bosque alterada por un incendio de copa presenta una comunidad de roedores diferente a la de los bosques mesófilo y de pino adyacentes, con presencia de especies características de áreas perturbadas.

-- Sigmodon alleni y Neotoma mexicana son especies que se encontraron presentes solamente en el hábitat perturbado por fuego. Podemos esperar que estas especies se encuentren en otros bosques con un alto grado de perturbación, tal como la causada por incendios de copa.

-- Algunas de las especies capturadas fueron exclusivas de un hábitat (Reithrodontomys sumichrasti y Neotoma alleni en BM, Sigmodon alleni y Neotoma mexicana en AQ). Esto probablemente refleje que son especies con requerimientos de recursos muy específicos.

-- Las especies capturadas en los tres hábitats estudiados (Reithrodontomys fulvescens, Peromyscus spicilegus, P. boylii y Oryzomys melanotis) pueden considerarse como generalistas o menos selectivos en sus requerimientos.

-- La disponibilidad de recursos, principalmente alimento, así como los cambios estacionales en la cobertura vegetal, son factores que influyen en las poblaciones de pequeños roedores, afectando de manera diferente a cada una de las especies en los tres hábitats. Esto puede reflejar la plasticidad fenotípica de las poblaciones de la ECLJ.

-- La presencia y el mantenimiento de un ambiente heterogéneo en los ecosistemas boscosos, ocasionado por las perturbaciones, puede mantener una alta diversidad y riqueza de especies. Es importante

que la conservación de áreas naturales considere la protección de hábitats para mantener todos los estados sucesionales del ecosistema.

BIBLIOGRAFIA

- Anaya Corona, M. 1989. El fuego en la regeneración natural del bosque de Pinus-Quecus en la Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agricultura Universidad de Guadalajara. 76 pp.
- Adler, H. G. 1988. The role of habitat structure in organizing small mammal populations and communities. Pp 289-299. En: Management of Amphibians, Reptiles, and Small Mammals in North America (R. C. Szaro, E. Severson y D. R. Patton, eds). USDA. Forest Service. General Technical Report RM 166. 458 pp.
- Bendell, J. F. 1974. Effects of fire on birds and mammals. Pp 73-137. En: Fire and Ecosystems (Kozlowsky T.T. y C. E. Ahlgren, eds). Academic Press. New York. 542 pp.
- Benz B. F., L. R. Sánchez Velásquez y F. J. Santana-Michel. 1990. Ecology and ethonobotany of Zea diploperennis: preliminary investigations Maydica, 35: 85-98.
- Buech, R. R., K. Siderits, R. E. Radtke, H. L. Sheldon y D. Elsing. 1977. Small mammal populations after a wildfire in northeast Minnesota. Northth Cent. For. Exp. Stn., St Paul, Minnesota USDA For. Ser. Res. Pap. NC-151. 8 pp.
- Canela-Rojo, M. y V. Sánchez-Cordero. 1984. Patrón del área de actividad de Neotomodon alstoni (Rodentia: Cricetinae) Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Auton. México, Ser. Zool., 55(2): 285-306.
- Ceballos G., G. y C. Galindo L. 1984. Mamíferos silvestres de la cuenca de México. Limusa. México. 299 pp.
- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud, y D. Williams. 1983. Fire in Forestry, Vol. 1: Forest Fire Behavior and effects. John Wiley and Sons. New York. 450 pp.
- Cuevas, R. 1988. El bosque mesófilo de montaña en la Sierra de Manantlán. Notas sobre la flora de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Documento de circulación interna, Laboratorio Natural Las Joyas, Universidad de Guadalajara. 8 pp.
- Cook, S. F. 1959. The effects of fire on a population of small rodents. Ecology 40 (1): 102-108.
- Delany, M. J. 1981. Ecología de los micromamíferos. Omega. España. 64 pp.

- Desy, E. A. y G. O. Batzli. 1989. Effects of food availability and predation on prairie vole demography: a field experiment. *Ecology* 70 (2): 412-421.
- Esparza García, J. A. 1991. Variaciones estacionales en la dieta de mamíferos carnívoros en La Estación Científica Las Joyas. Tesis de licenciatura, Fac. Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara 78 pp.
- Fa, J. E. y V. Sánchez-Cordero. En prensa. Small mammal population responses to fire in a mexican high-altitude grassland. *J. Zoology*.
- Franco, L. J., A. G. De la Cruz; G. A. Cruz, R. A. Rocha, S. N. Navarrete, M. G. Flores, M. E. Kata, C. S. Sánchez, A. L. G. Albarca, S. C. M. Bedia, A. I. Winfiel. 1985. Manual de ecología. Ed. Trillas México D. F. 266 pp.
- Fox, B. J. 1982. Fire and mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. *Ecology*, 63 (5): 1332-1341.
- Gashwiler, J. S. 1970. Plant and mammal changes on a clearcut in west-central Oregon. *Ecology* 51 (6): 1018-1026
- Galvan Campos A. L. 1992. Patrones ecológicos de las comunidades de pequeños roedores en tres tipos de hábitat en la Estación Científica Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara. 82 pp.
- Gómez Ugalde, R. M. 1989. Efectos de "fuegos controlados" sobre la ecología de las poblaciones de pequeños roedores en un pastizal alpino en la Cima, D. F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 105 pp.
- González Romero, A. 1980. Roedores plaga en las zonas agrícolas del Distrito Federal. Instituto de Ecología, Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. 83 pp.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Vol II. John Wiley and Sons. New York, U. S. A. 1181 + 90 pp.
- Jardel P., J. E. (Coord). 1990. Estrategia para la Conservación de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Laboratorio Natural Las Joyas, Universidad de Guadalajara. El Grullo, Jal. 195 pp.
- Jardel P., J. E. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jal. *Tiempos de Ciencia*, No. 22: 9-26.

- Jardel P., J. E. y L. R. Sánchez-Velásquez. 1988. La sucesión forestal: fundamento ecológico de la silvicultura. Ciencia y Desarrollo. Vol XIV, Núm. 84: 33-43.
- Kaufman, D. W. y G. A. Kaufman. 1989. Population biology. Pp 233-270. En: Advances in the study of Peromyscus (Rodentia). Texas Tech University Press. Lubbock. 336 pp.
- Linzey, A. V. 1989. Response of white-footed mouse (Peromyscus leucopus) to the transition between disturbed and undisturbed habitats. Can. J! Zool. 67: 505-512.
- Martinez Gallardo, R. 1988. Estudio experimental de la remoción de frutos y semillas por roedores (Heteromys desmarestianus y Peromyscus mexicanus) de algunas de las principales especies arbóreas de la selva alta perennifolia en la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 126 pp.
- Martoff, B. S. 1953. Territoriality in the green frog Rana clamitans. Ecology, 34 (1): 165-174.
- Moreno G., S. 1992. Ecología del fuego. Reporte interno, Laboratorio Bosque la Primavera, Universidad de Guadalajara. 27 pp.
- Peek, J. M. 1986. A review of wildlife management. Prentice-Hall. New Jersey U. S. A. 486 p.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White. 1985. Patch dynamics; A synthesis. Pp 371-385 En: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press. New York.
- Price, M. V. and N. Waser. 1984. On the relative abundance of species postfire changes in a coastal sage scrub rodent community. Ecology, 65 (4): 1161-1169.
- Polaco, O. J., G. Guzmán, L. Guzmán-Dávalos y T. Alvarez. 1982. Micofagia en la rata montera Neotoma mexicana (Mammalia, Rodentia). Bol. Soc. Mex. Mic. Vol 17: 1-10.
- Ramirez Romero, J. M. 1988. Levantamiento topográfico de la Estación Científica Las Joyas en la Sierra de Manantlán, Mpio. Autlán, Jalisco. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería, Universidad de Guadalajara. 76 pp.
- Runkle, J. R. 1985. Disturbance regimes in temperate forest. Pp 17-33. En: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press. New York.

- Saldaña-Acosta, A. y E. J. Jardel P. 1989. Estado de la regeneración natural de especies arbóreas en los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán. Laboratorio Natural Las Joyas, Universidad de Guadalajara. Reporte interno. 30 pp.
- Sánchez, N. F. 1981. Roedores y Lagomorfos. Colegio de Ing. Agrónomos de México, A. C. México D. F. 247 pp.
- Sánchez-Cordero, V. y M. Canela-Rojo. 1991. Estudio poblacional de roedores en un bosque semitemplado del Eje Neovolcánico Transversal mexicano. Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Ser. Zool. 62(2): 319-340.
- Simons L. H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the sonoran desert. Journal of Mammalogy, 72 (3): 518-524.
- Spurr, S. H. y B. V. Barnes. 1980. Ecología Forestal. AGT. Mc. Graw Hill. México, D. F. 690 pp.
- Vaughan, T. A. 1988. Mamíferos. Interamericana. 587 pp.
- Vazquez, A. T., R. Cuevas G., T. Cochrane y H. H. Iltis. 1990. Listado florístico de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Documento de circulación interna, Laboratorio Natural Las Joyas, Universidad de Guadalajara. 166 PP.
- Wirtz II, W. O., D. Hoekman, J. R. Muhm y S. L. Souza. 1988. Postfire rodent succession following prescribed fire in southern California chaparral. Pp. 333-339. En: Management of Amphibians, Reptiles, and Small Mammals in North America (R. C. Szaro, E. Severson y D. R. Patton, eds.). USDA. Forest Service. General Technical Report RM-166. 458 pp.

CUADRO 1. COMPOSICION DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT.

ESPECIE CAPTURADA	AQ	BM	BP
<u>Reithrodontomys fulvescens</u>	X	X	X
<u>Reithrodontomys sumicrhasti</u> *		X	
<u>Peromyscus spicilequs</u>	X	X	X
<u>Peromyscus boylii</u>	X	X	X
<u>Peromyscus hylocetes</u>	X	X	
<u>Oryzomys melanotis</u>	X	X	X
<u>Neotoma mexicana</u> *	X		
<u>Neotoma alleni</u> *		X	
<u>Sigmodon alleni</u> *	X		

* ESPECIES ENCONTRADAS EN UN SOLO TIPO DE VEGETACION

CUADRO 2. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE LA DENSIDAD Y BIOMASA TOTAL DE LA COMUNIDAD DE ROEDORES EN TRES HABITATS DE LA ECLJ

	EFECTO PRINCIPAL		SIGNIFICANCIA
	F	P	
DENSIDAD TOTAL	9.302	.0000	ALTAMENTE SIGNIFICATIVO
BIOMASA TOTAL	7.091	.0001	ALTAMENTE SIGNIFICATIVO

CUADRO 3. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE DENSIDAD POBLACIONAL DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE TRES HABITATS DE LA ELCJ

ESPECIE	EFECTO PRINCIPAL		SIGNIFICANCIA
	F	P	
<u>R. fulvescens</u>	4.264	.0029	SI
<u>P. spicilegus</u>	5.183	.0007	SI
<u>P. boylli</u>	5.025	.0009	SI

CUADRO 4. ANALISIS DE VARIANZA MULTIFACTORIAL DE BIOMASA POBLACIONAL DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE TRES HABITATS DE LA ECLJ

ESPECIE	EFECTO PRINCIPAL		SIGNIFICANCIA
	F	P	
<u>R. fulvescens</u>	4.516	.0020	SI
<u>P. spicilegus</u>	5.183	.0007	SI
<u>P. boyllii</u>	5.164	.0008	SI

CUADRO 5. PRUEBA DE χ^2 (CON CORRECCION DE YATES) PARA LA ESTRUCTURA DE EDADES DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES ENTRE EPOCAS PARA CADA HABITAT. NIVEL DE SIGNIFICANCIA $\alpha = 0.05$ CON 5 gl.

ESPECIE	AREA QUEMADA	B. MESOFILO	B. DE PINO
<u>R. fulvescens</u>	0.529 P>.990	0.328 P>.995	9.226 P>.100
<u>P. spicilegus</u>	2.000 P>.750	5.153 P>.250	2.662 P>.750
<u>P. boyllii</u>	3.190 P>.500	0.388 P>.995	0.766 P>.975

CUADRO 6. PROPORCION DE SEXOS DE R. fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT DE LA ECLJ

EPOCA	AREA QUEMADA				B. MESOFILO				B. DE PINO			
	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%
LLUVIAS	13	46	15	54	25	66	13	34	3	37	5	63
INVIERNO	3	50	3	50	4	50	4	50	2	67	1	33
SECAS	5	42	7	58	3	43	4	57	1	100	-	--

CUADRO 7. PRUEBA DE χ^2 PARA LA PROPORCION DE SEXOS EN CADA EPOCA DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES. NIVEL DE SIGNIFICANCIA $\alpha = .05$ CON 1 gl.

ESPECIE	LLUVIAS	INVIERNO	SECAS
<u>R. fulvescens</u>	1.140 P>.250	0.000 P>.995	0.200 P>.500
<u>P. spicilegus</u>	0.750 P>.250	0.470 P>.250	0.000 P>.995
<u>P. boylii</u>	0.095 P>.750	1.000 P>.250	1.000 P>.250

CUADRO 8. PRUEBA DE X^2 PARA LA PROPORCION DE SEXOS EN CADA HABITAT DE LAS TRES ESPECIES MAS ABUNDANTES. NIVEL DE SIGNIFICANCIA $\alpha = .05$ CON 1 gl.

ESPECIE	AREA QUEMADA	B. MESOFILO	B. DE PINO
<u>R. fulvescens</u>	0.471 P>.250	1.528 P>.100	0.000 P>.995
<u>P. spicilegus</u>	0.000 P>.995	0.471 P>.250	1.086 P>.250
<u>P. boylii</u>	0.360 P>.995	0.000 P>.995	1.636 P>.100

CUADRO 9. PROPORCION DE SEXOS DE P. spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITATS DE LA ECLJ.

EPOCA	AREA QUEMADA				B. MESOFILO				B. DE PINO			
	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%
LLUVIAS	4	50	4	50	16	48	17	52	1	14	6	86
INVIERNO	4	50	4	50	5	42	7	58	6	46	7	54
SECAS	2	50	2	50	3	43	4	57	2	67	1	33

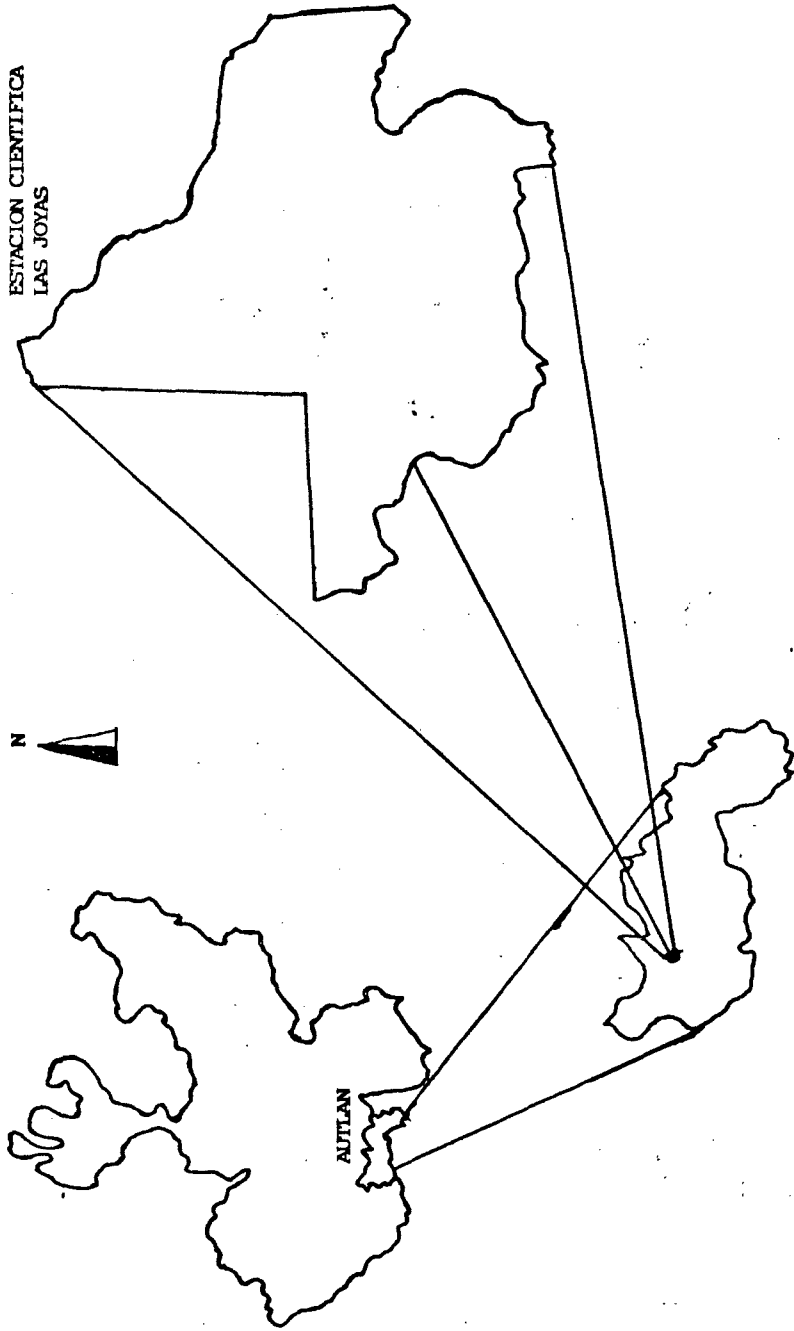
CUADRO 10. PROPORCION DE SEXOS DE P. boyllii EN TRES TIPOS DE HABITATS DE LA ECLJ.

EPOCA	AREA QUEMADA				B. MESOFILO				B. DE PINO			
	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%	♀	%	♂	%
LLUVIAS	10	59	7	41	5	45	6	55	7	53	6	47
INVIERNO	4	57	3	43	1	100	-	--	1	12	7	88
SECAS	-	--	-	--	-	--	-	--	-	--	1	100

CUADRO 11. PORCENTAJES DE COBERTURA DE VEGETACION EN TRES TIPOS DE HABITAT A DOS ALTURAS, POR EPOCA DEL AÑO

HABITAT	EPOCA	N	MEDIA	ERROR STD.	MEDIA	ERROR STD.
AQ	L	20	79.82	2.53	42.91	5.45
AQ	S	20	27.64	4.41	20.85	5.96
BM	L	20	22.00	3.83	40.01	5.68
BM	S	20	30.15	3.81	25.73	2.89
BP	L	20	61.08	4.95	14.75	5.48
BP	S	20	22.00	4.52	7.53	1.88

ESTADO DE JALISCO



ESTACION CIENTIFICA
LAS JOYAS

AUITLAN

RESERVA DE LA BIOSFERA
SIERRA DE MANANTLAN

FIG 1. LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS

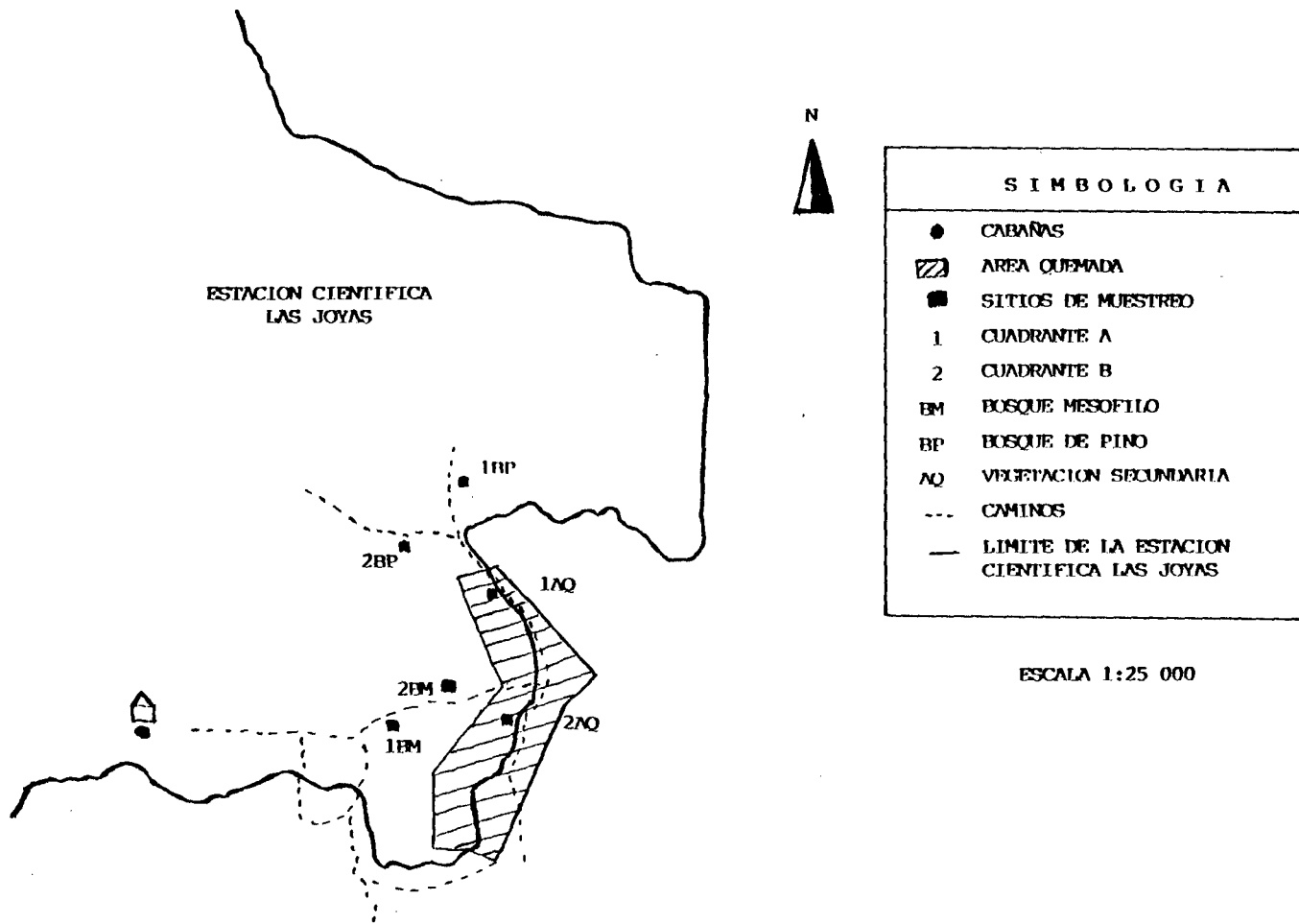
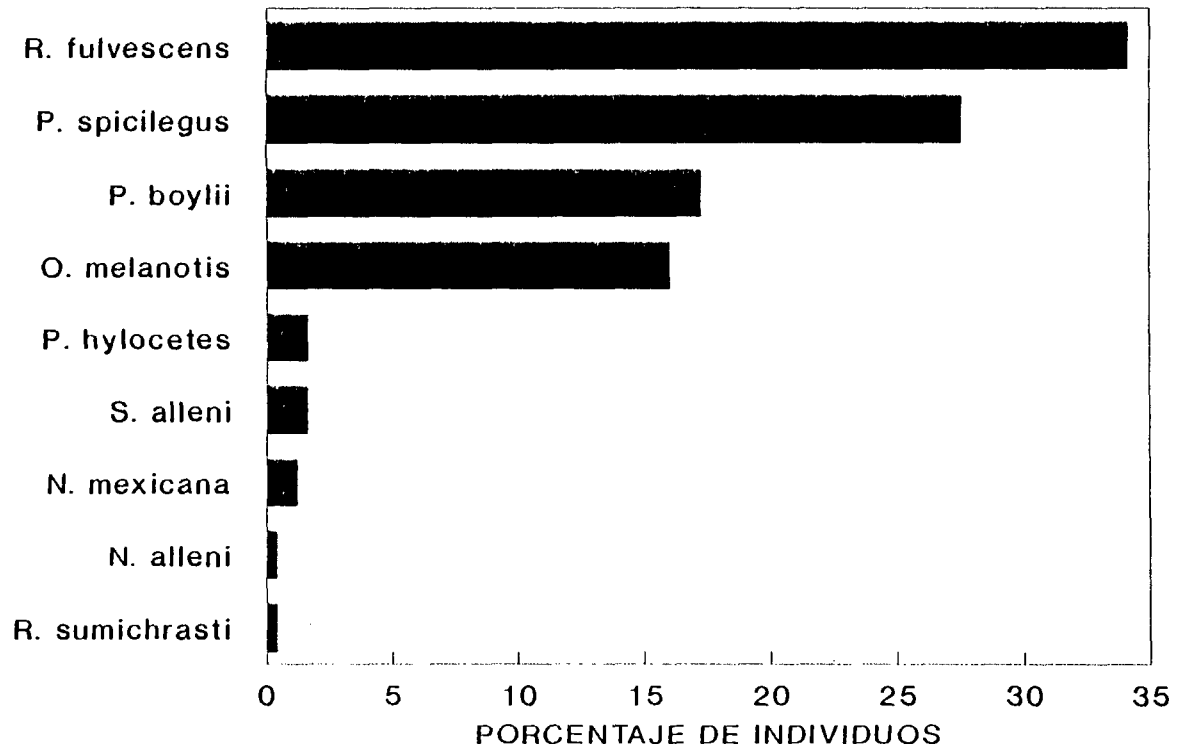
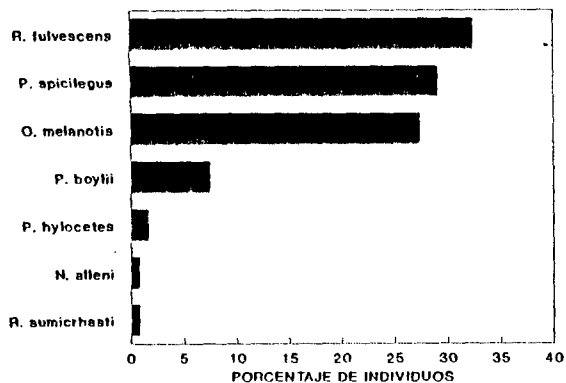


FIG. 2. UBICACION DE LOS SITIOS DE MUESTREO EN TRES TIPOS DE VEGETACION DE LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS.

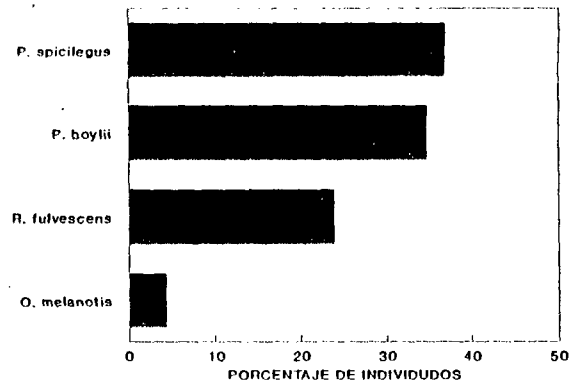
FIG 3. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES DE LA COMUNIDAD DE ROEDORES



BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

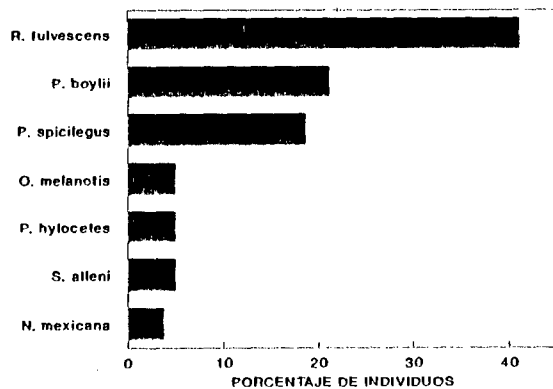


FIG 4. ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES DE ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT

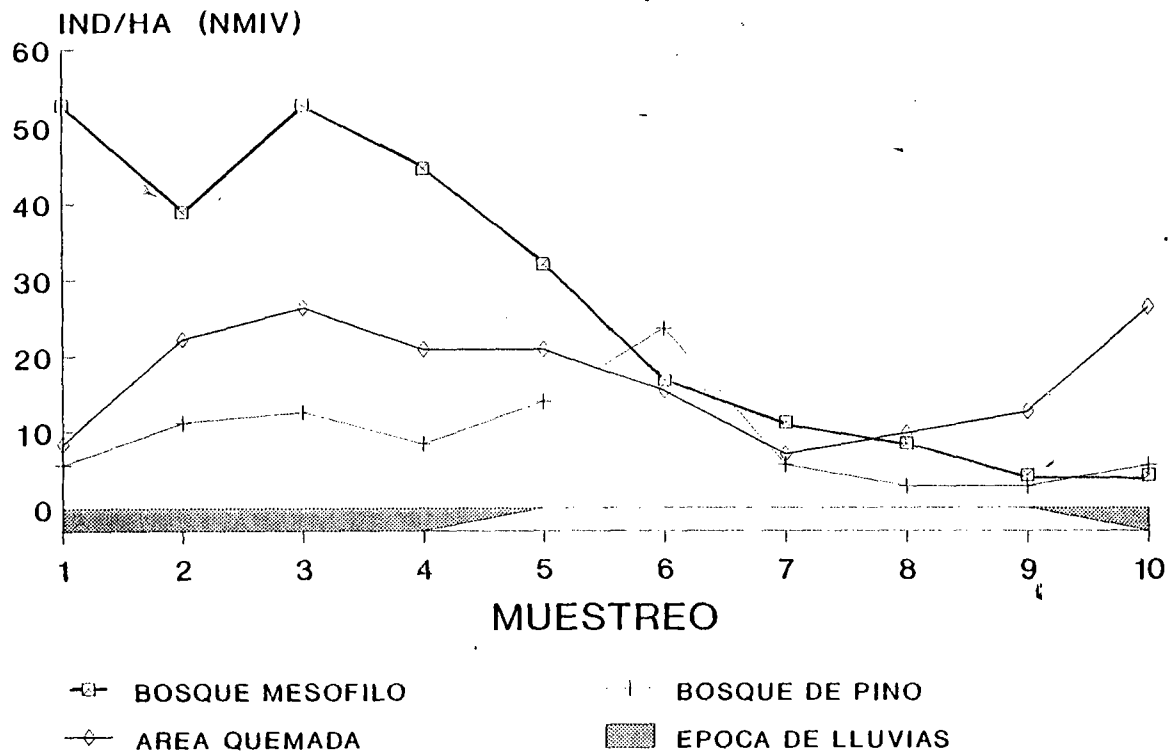


FIGURA 5. VARIACION ESTACIONAL DE LA DENSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPO DE HABITAT

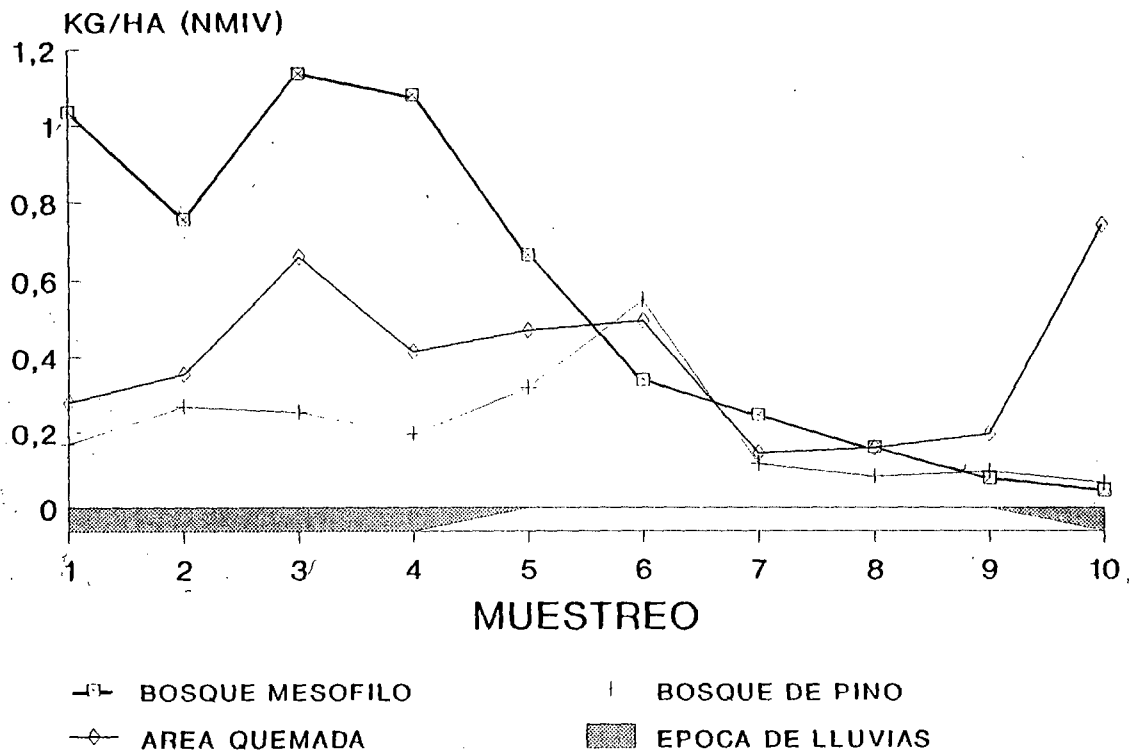
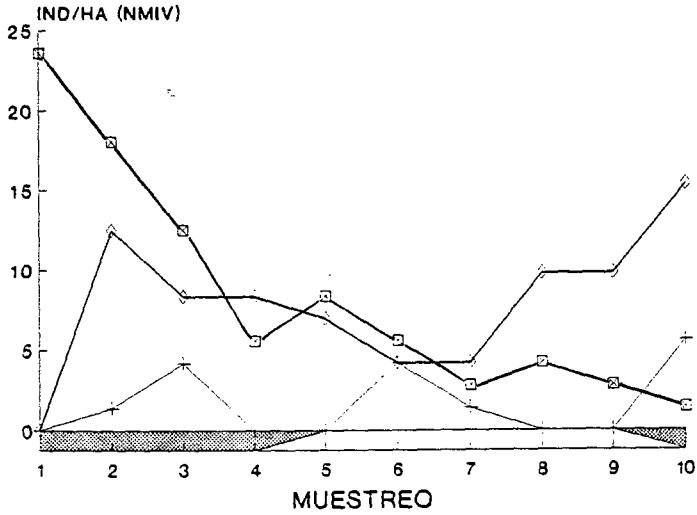


FIGURA 6. VARIACION ESTACIONAL DE LA BIOMASA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN TRES TIPOS DE HABITAT

A



B

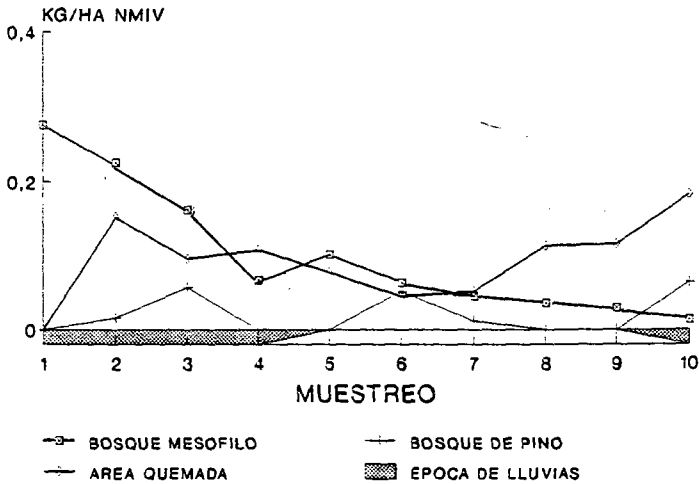
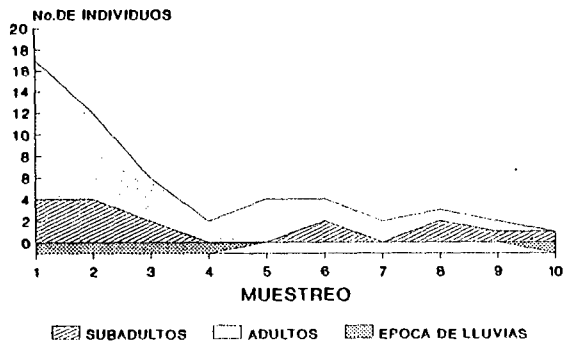
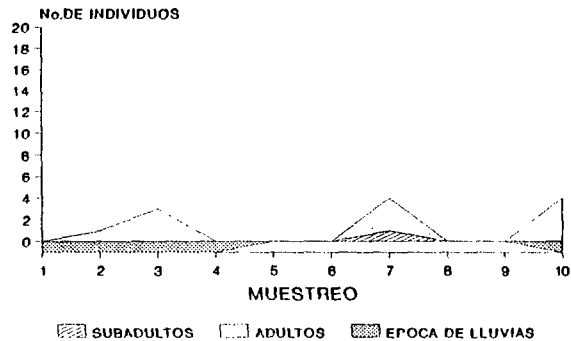


FIGURA 7. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE *B. fulvescens* EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

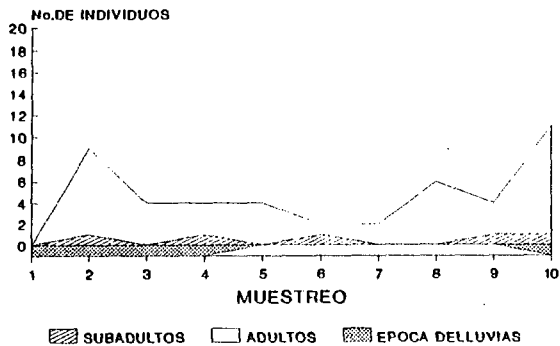
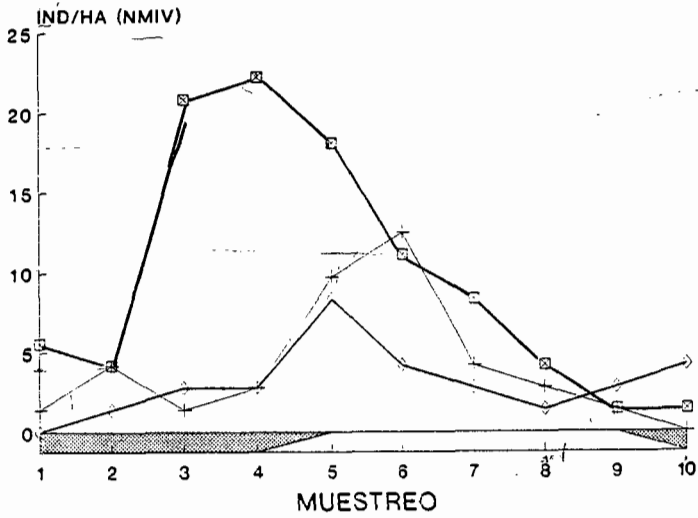
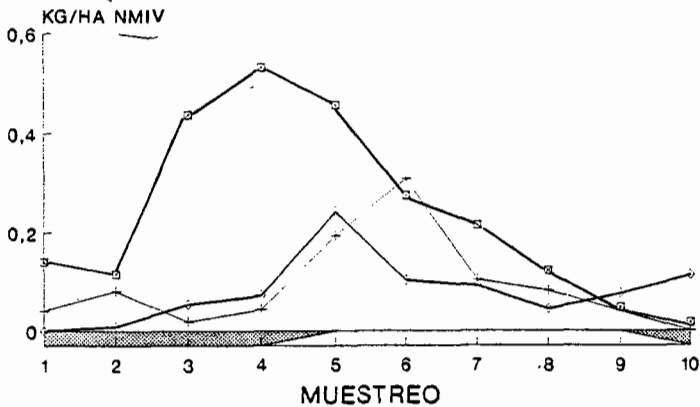


FIG 8. ESTRUCTURA DE EDADES DE Reithrodontomys fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT

A



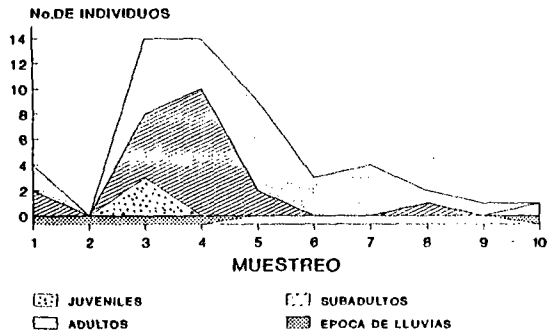
B



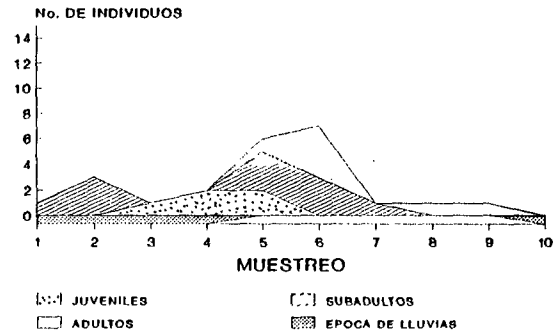
—○— BOSQUE MESOFILO —+— BOSQUE DE PINO
 —●— AREA QUEMADA ■■■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 9. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE *P. spicilegus* EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

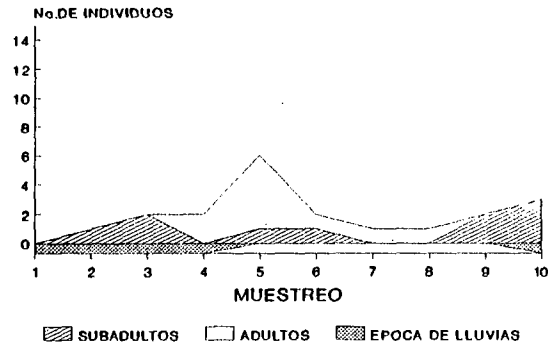


FIG 10. ESTRUCTURA DE EDADES DE Peromyscus spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT

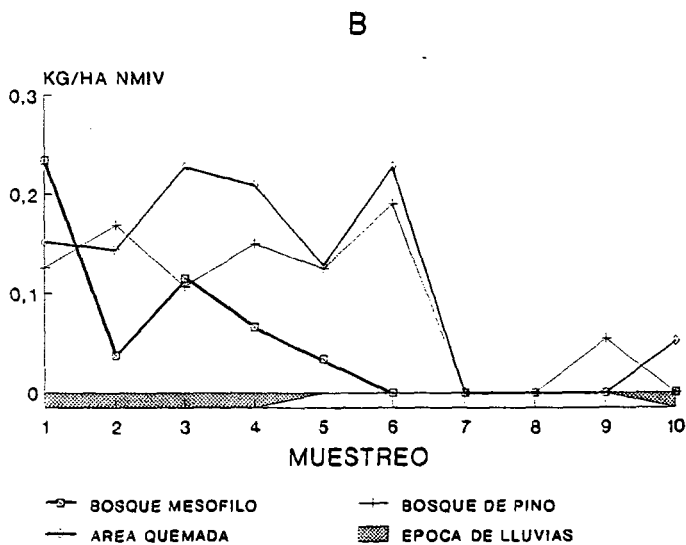
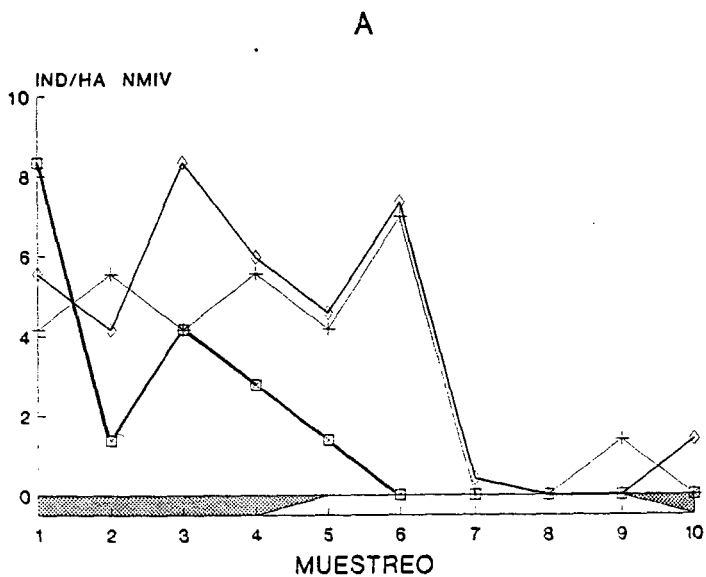
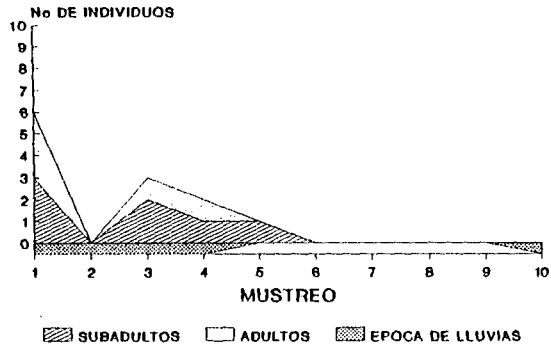
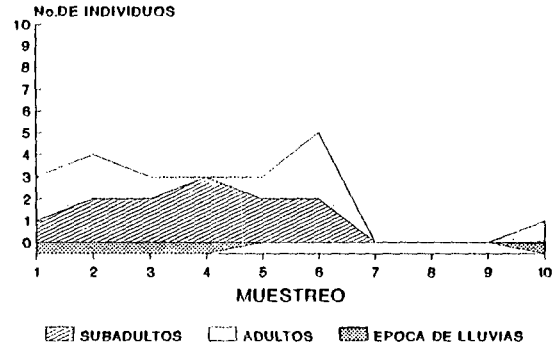


FIGURA 11. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE *P. bovlji* EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

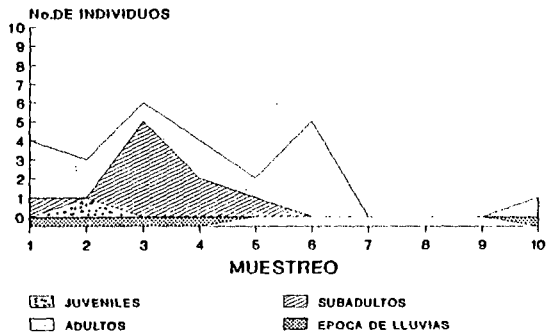
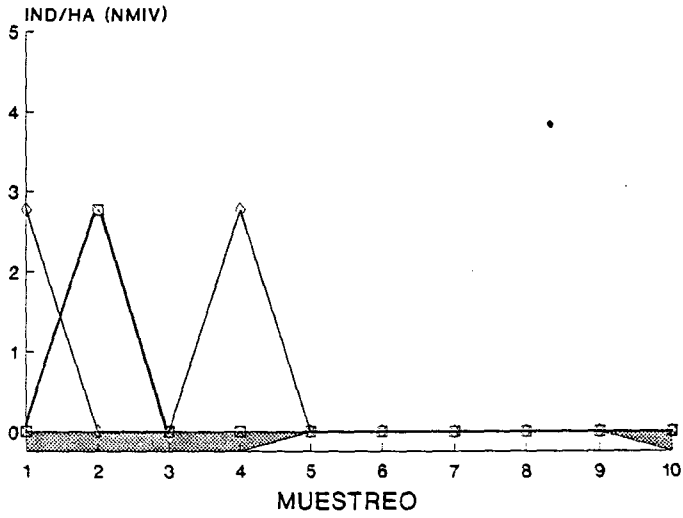


FIG 12. ESTRUCTURA DE EDADES DE Peromyscus boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT

A



B

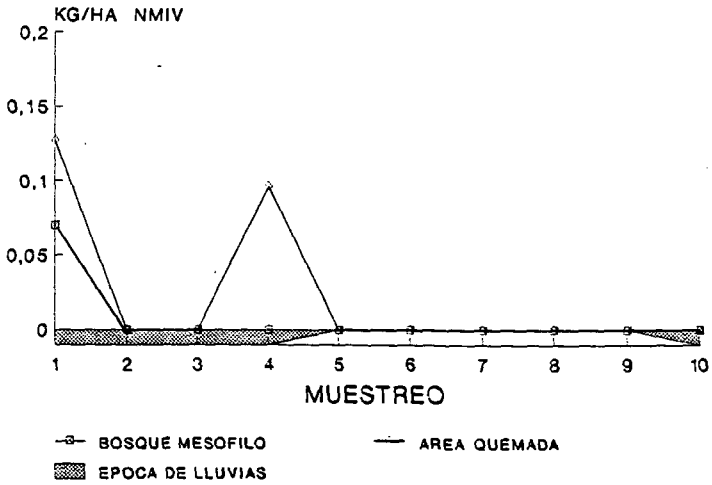
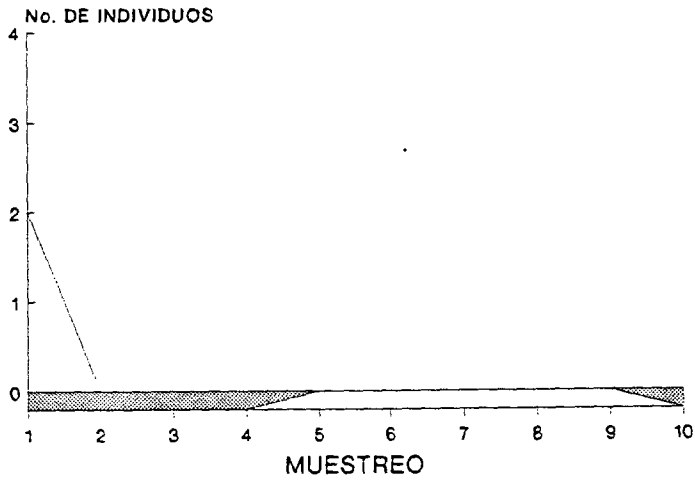


FIGURA 13. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE P. hylotes EN DOS TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



AREA QUEMADA

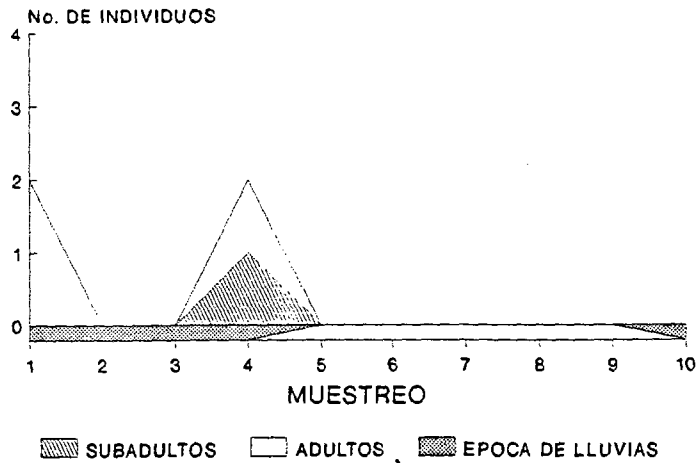


FIGURA 14. ESTRUCTURA DE EDADES DE *P. hvlocetes* EN DOS TIPO DE HABITAT

A



B

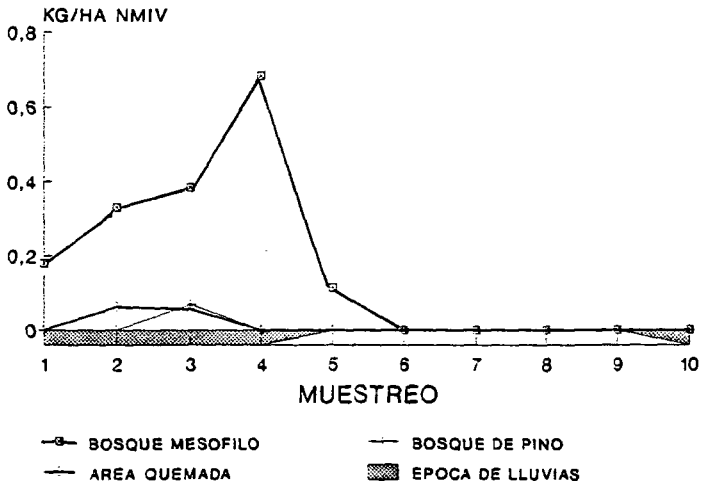


FIGURA 15. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE *Q. melanotis* EN TRES TIPOS DE HABITAT:

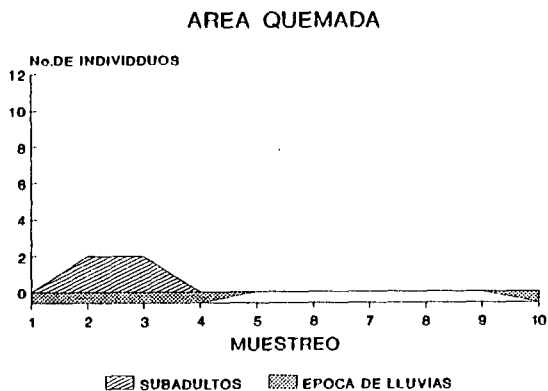
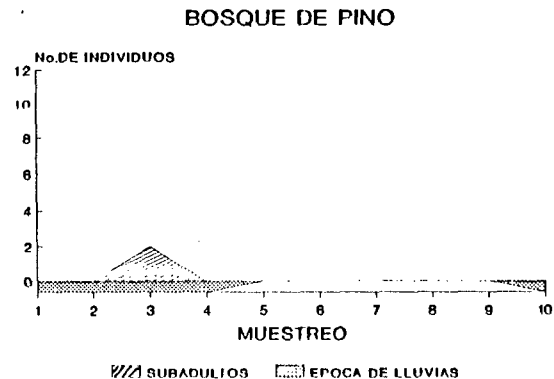
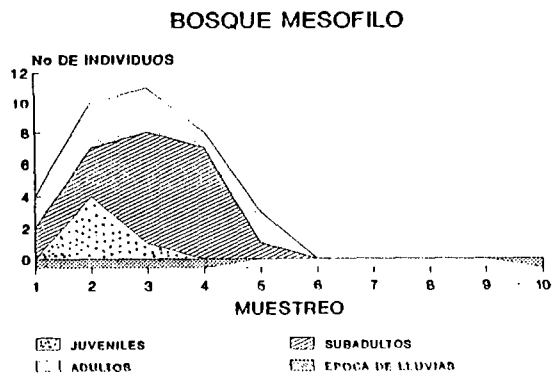
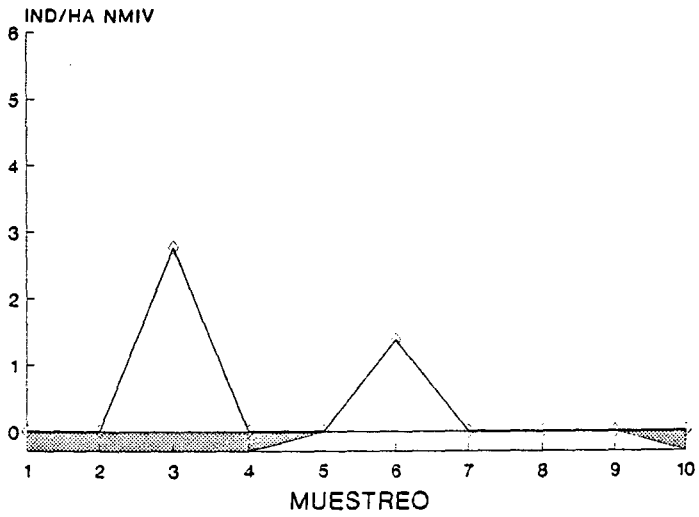
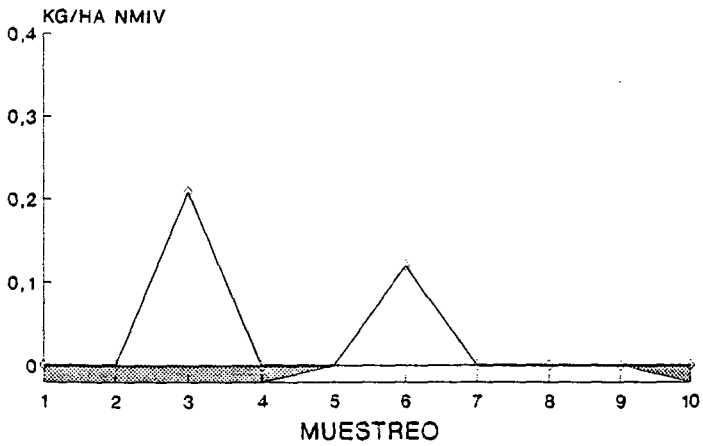


FIG 16. ESTRUCTURA DE EDADES DE *Oryzomys melanotis* EN TRES TIPOS DE HABITAT

A



B



— AREA QUEMADA ■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 17. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE N. mexicana EN AREA QUEMADA

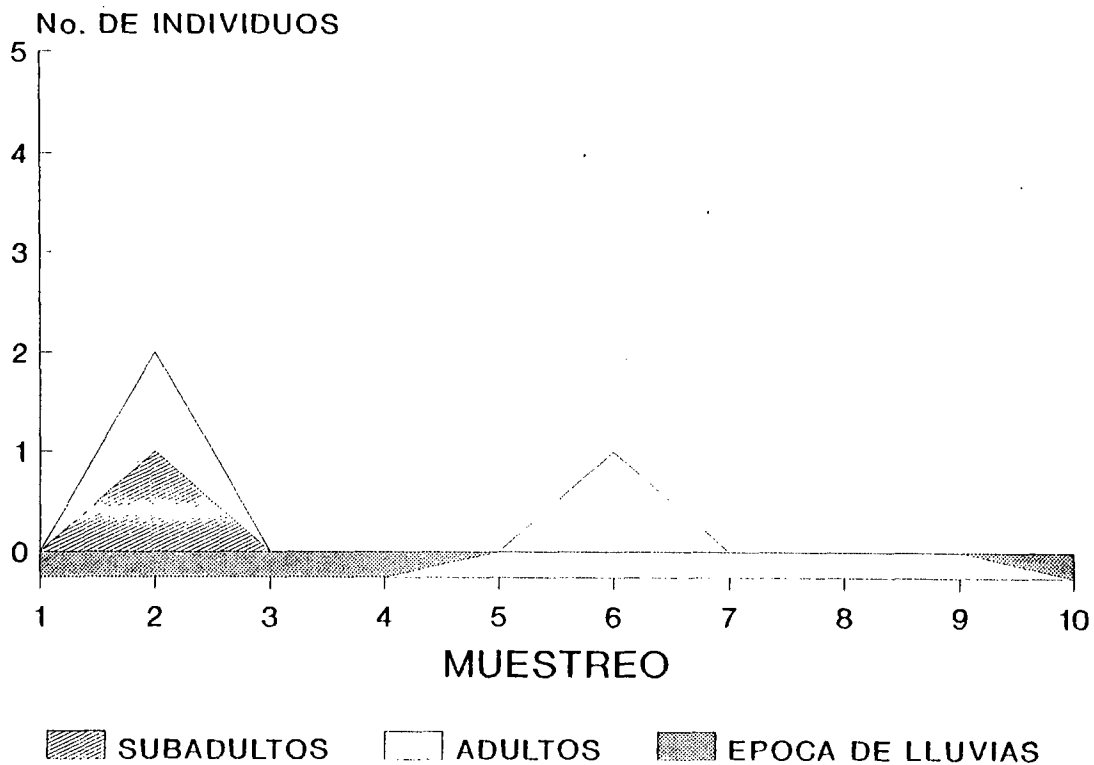
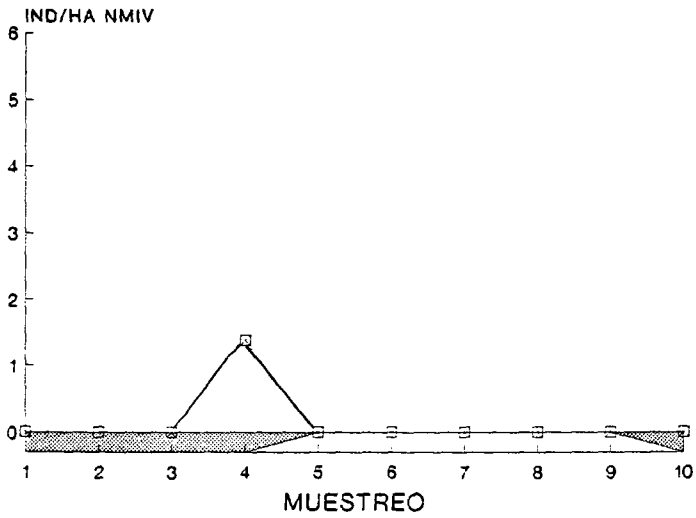
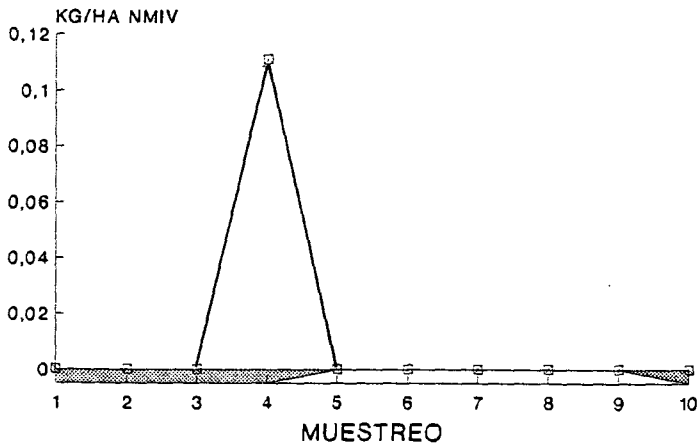


FIGURA 18. ESTRUCTURA DE EDADES DE *N. mexicana* EN AREA QUEMADA

A



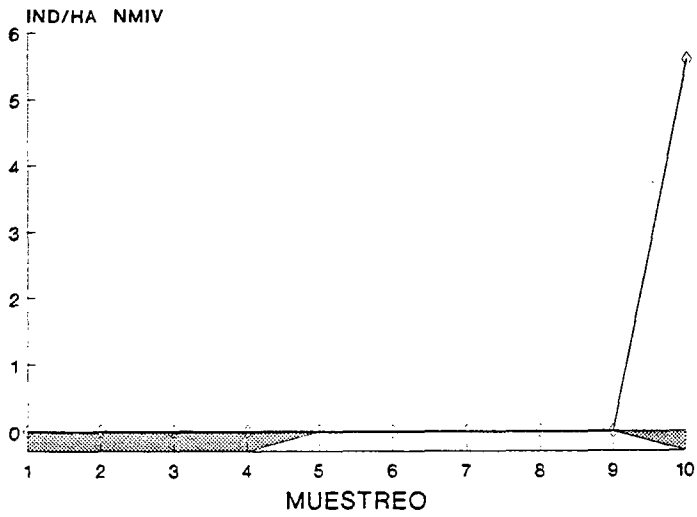
B



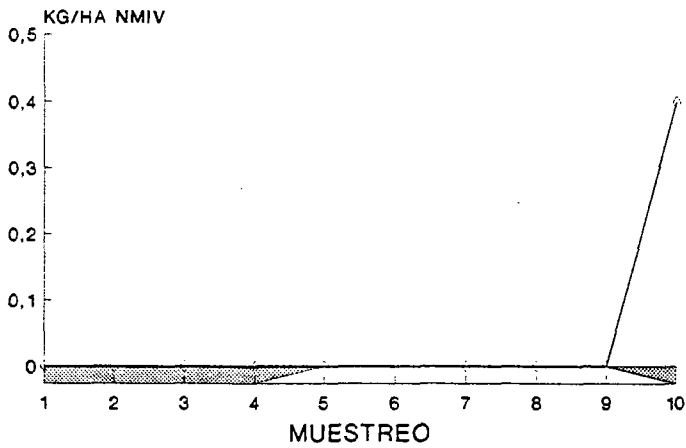
—□— BOSQUE MESOFILO ■■■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 19. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE N. allenii EN BOSQUE MESOFILO

A



B



— AREA QUEMADA ■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 20. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE S. alleni EN AREA QUEMADA

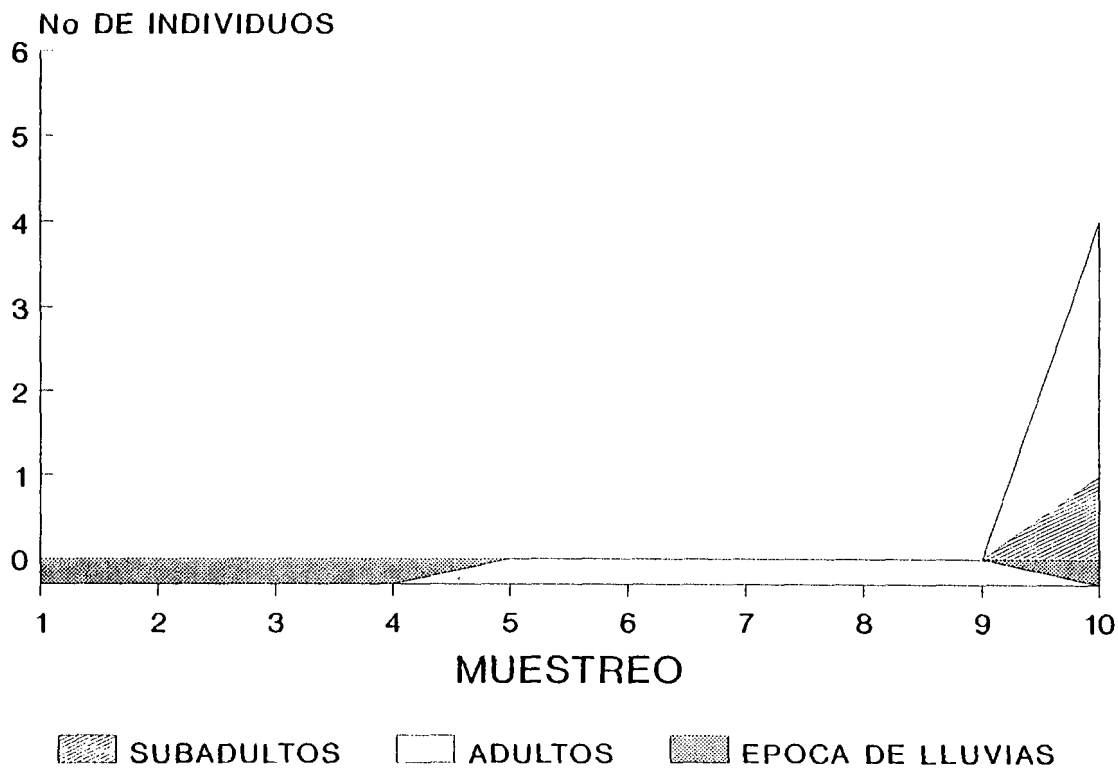
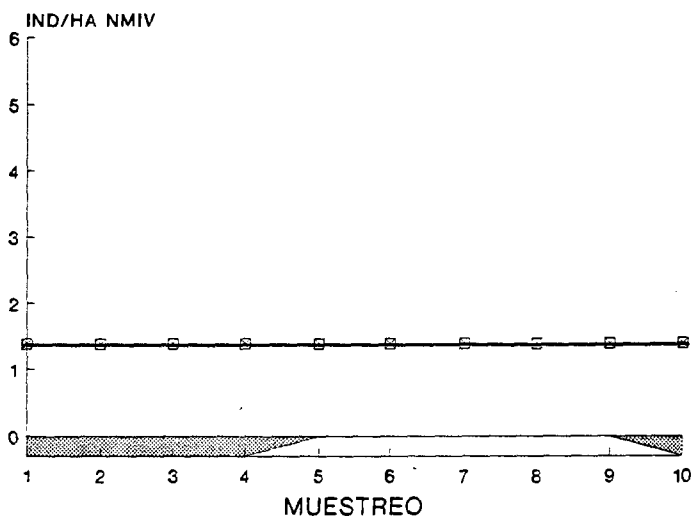
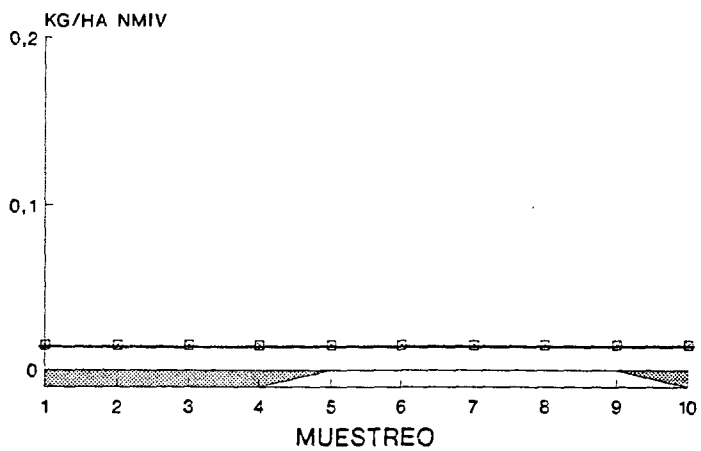


FIGURA 21. ESTRUCTURA DE EDADES DE *S. allenii* EN AREA QUEMADA

A



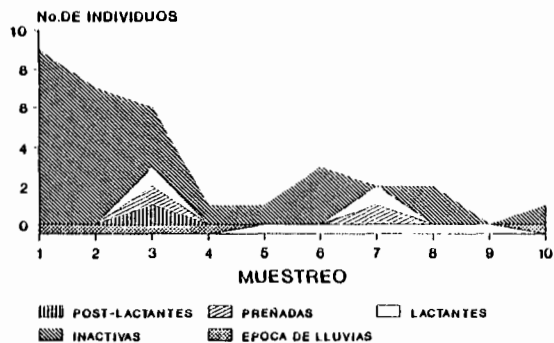
B



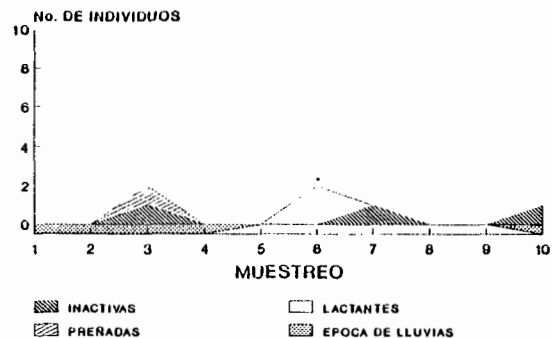
—□— BOSQUE MESOFILO ■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 22. DINAMICA ESTACIONAL DE DENSIDAD Y BIOMASA DE R. sumichrasti EN BOSQUE MESOFILO

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

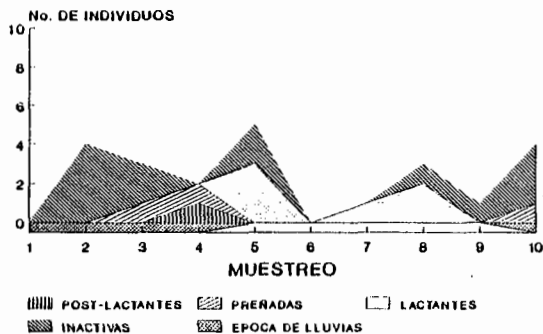
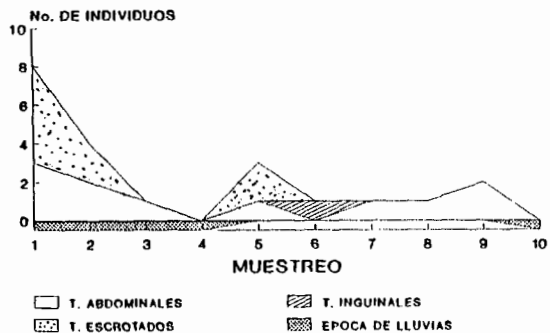
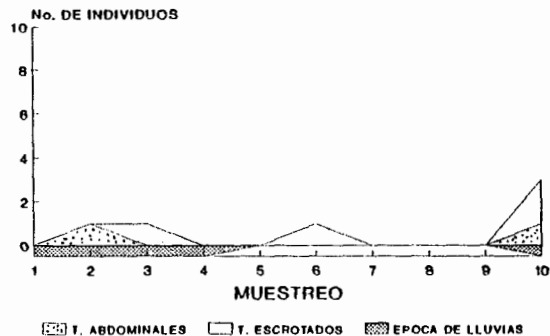


FIG 23. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE Reitrodontomys fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

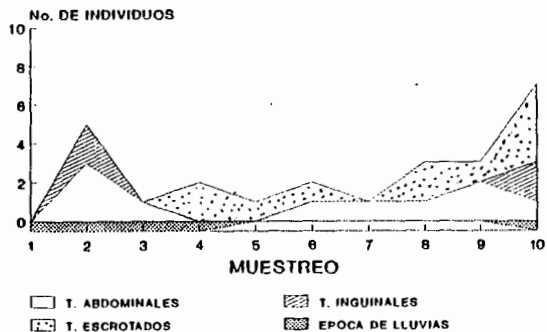


FIG 24. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE Reitrodontomys fulvescens EN TRES TIPOS DE HABITAT

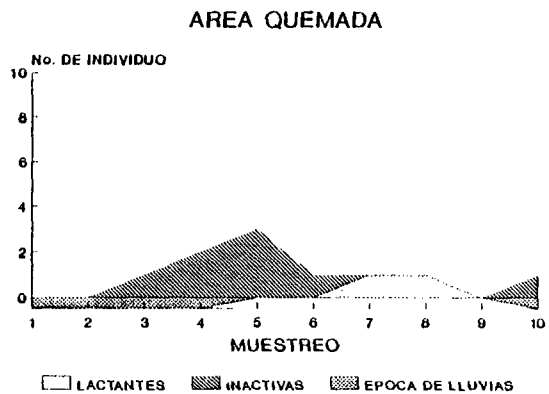
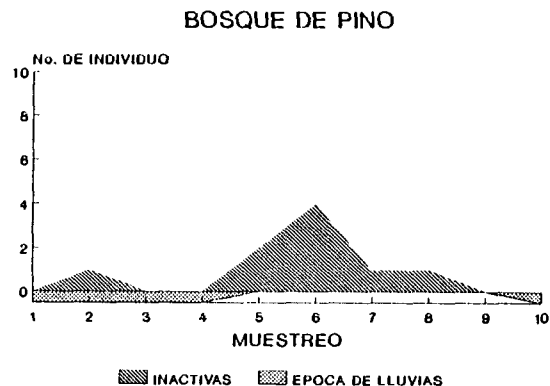
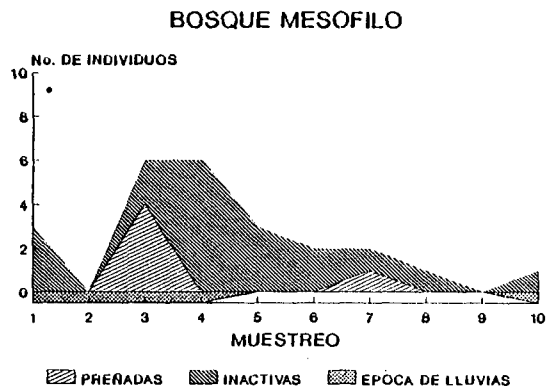
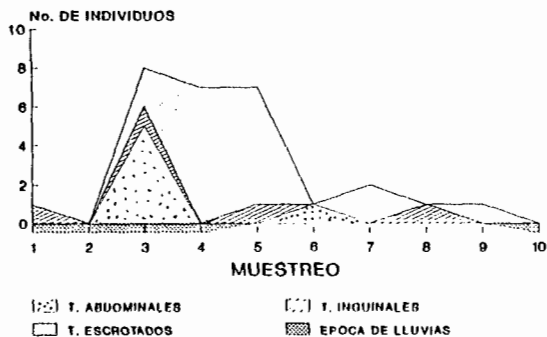
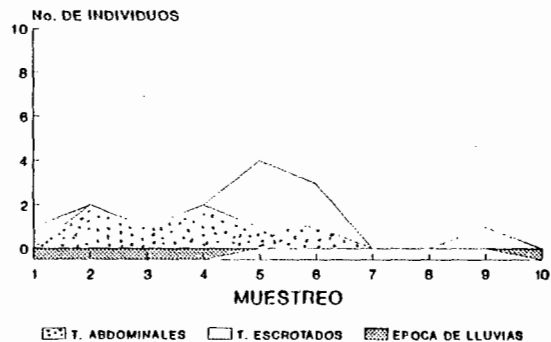


FIG 25. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE *Peromyscus spicilegus* EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

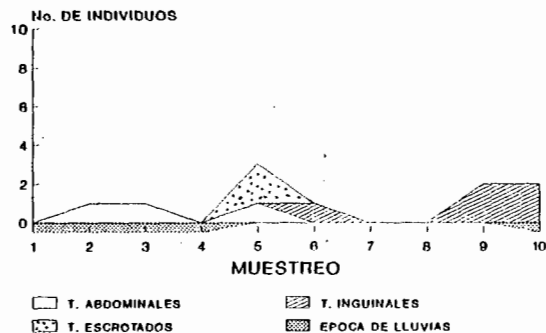
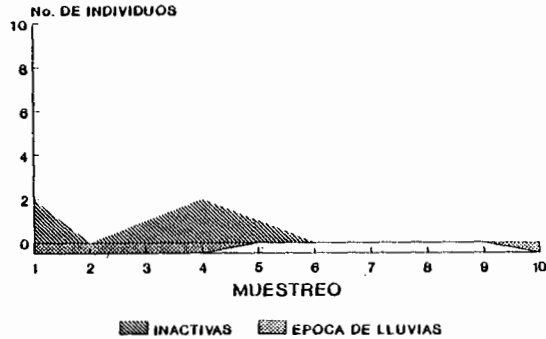
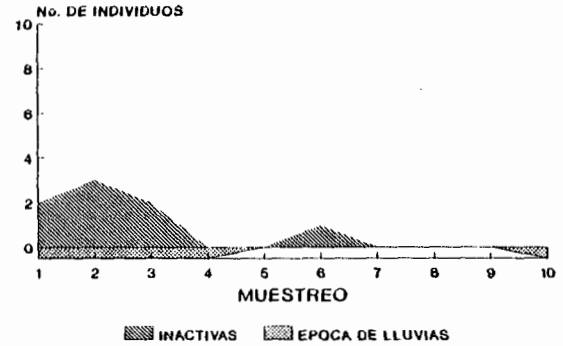


FIG 26. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE Peromyscus spicilegus EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

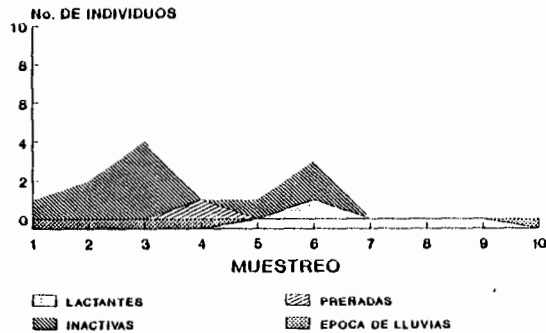
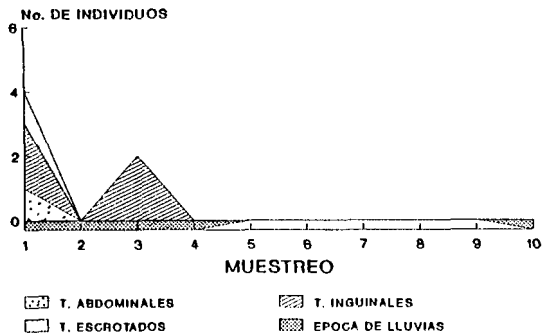
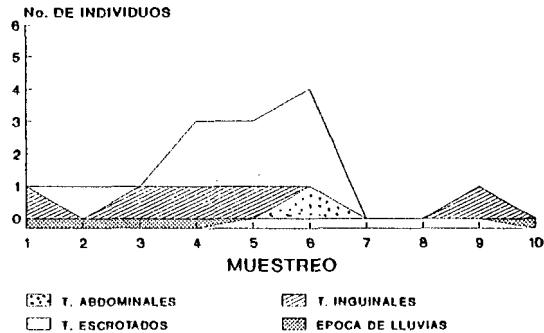


FIG 27. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE Peromyscus boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

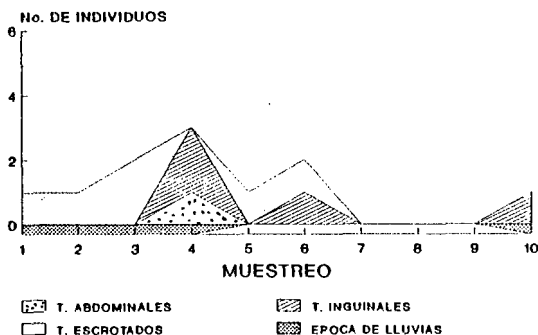
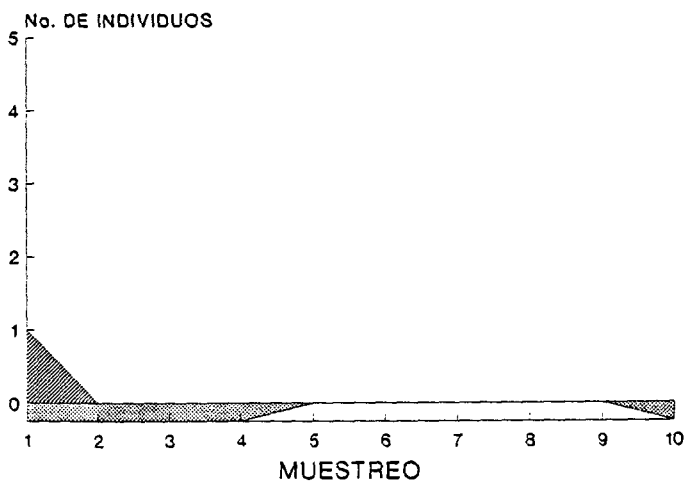
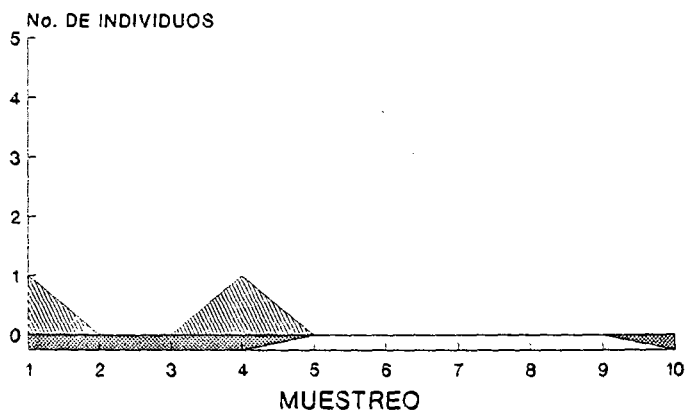


FIG 28. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE Peromyscus boylii EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



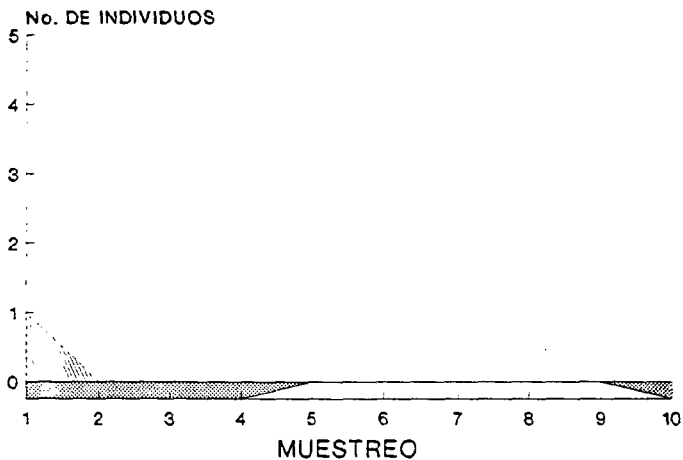
AREA QUEMADA



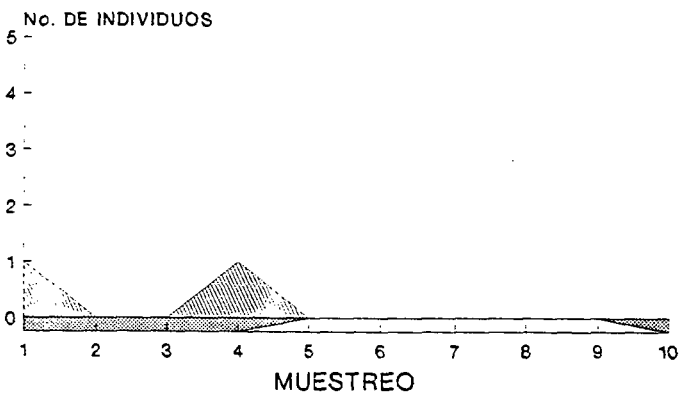
PREÑADAS INACTIVAS ÉPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 29. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE *P. hylcoetes* EN DOS TIPO DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



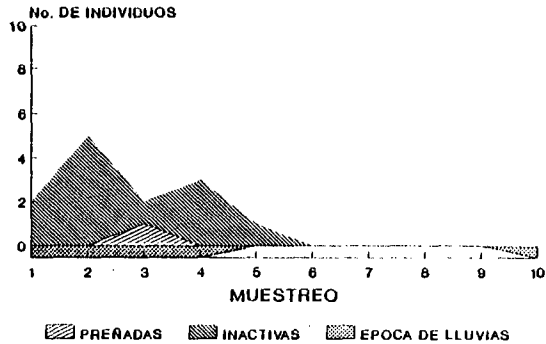
ÁREA QUEMADA



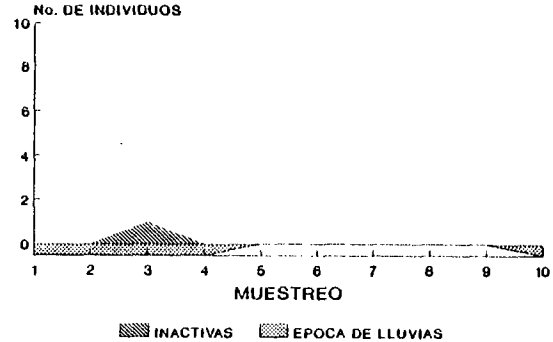
▨ T. INGUINALES ■ EPOCA DE LLUVIAS

FIGURA 30. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE *P. hylcoetes* EN DOS TIPO DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

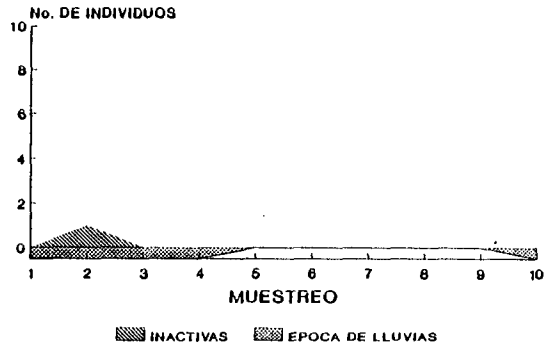
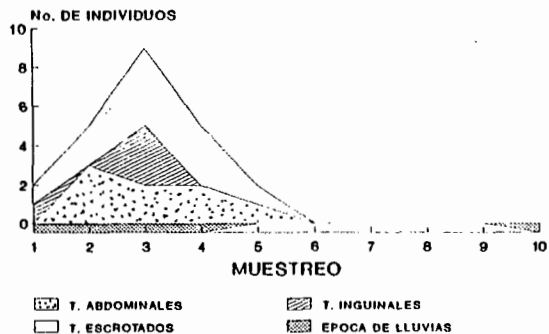
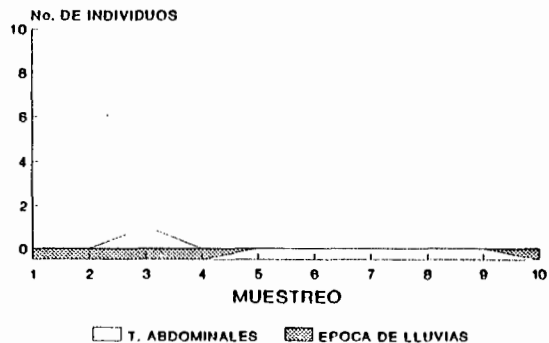


FIG 31. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE *Oryzomys melanotis* EN TRES TIPOS DE HABITAT

BOSQUE MESOFILO



BOSQUE DE PINO



AREA QUEMADA

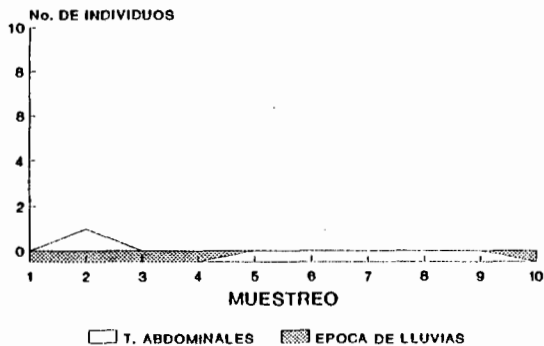


FIG 32. PATRON REPRODUCTIVO DE MACHOS DE Oryzomys melanotis EN TRES TIPOS DE HABITAT

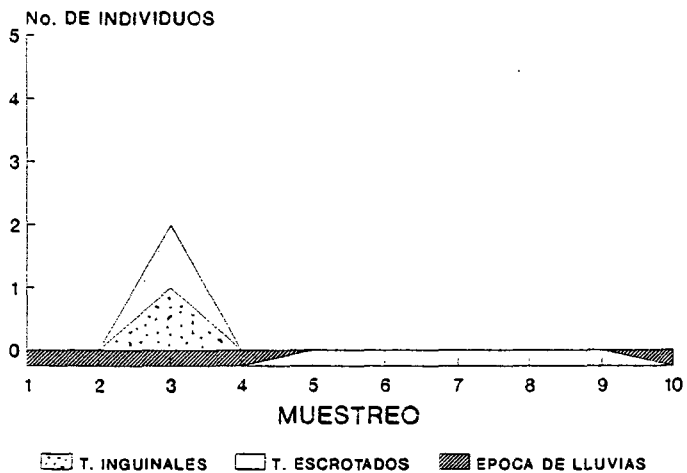
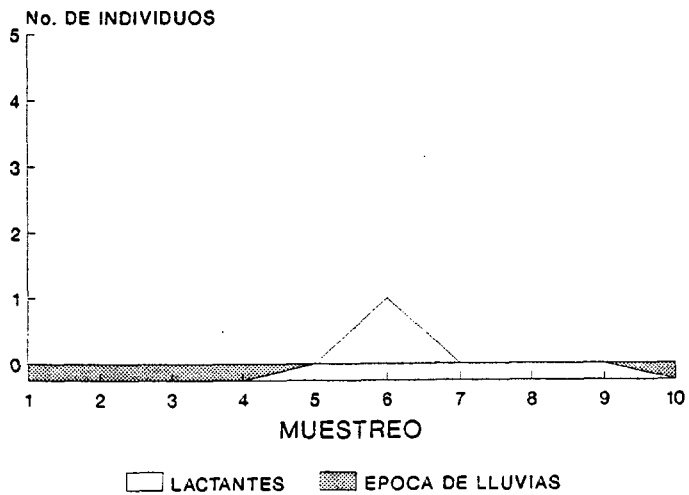


FIGURA 33. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS Y MACHOS DE N. mexicana EN AREA QUEMADA

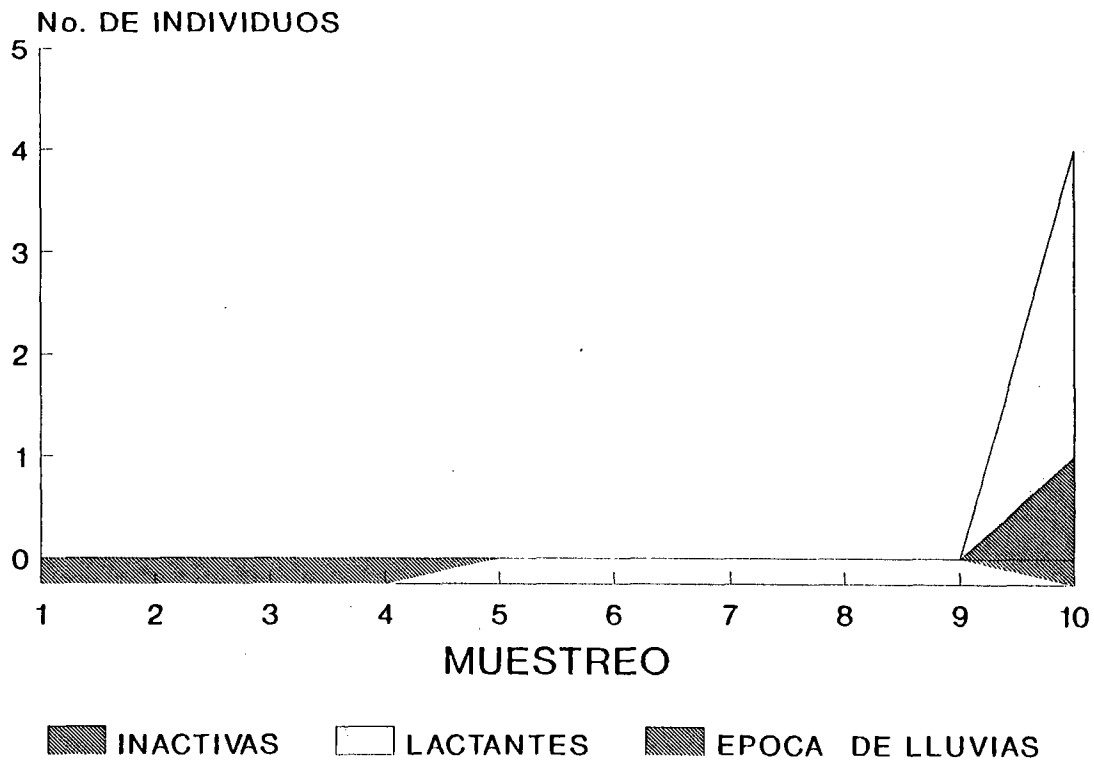


FIGURA 34. PATRON REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE *S. alleni* EN AREA QUEMADA



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
FACULTAD DE CIENCIAS

Sección
Expediente
Número 0363/90

SRITA. LUZ DEL CARMEN ARIAS GARCIA
P R E S E N T E . -

Manifestamos a usted que con esta fecha ha sido aprobado el tema de Tesis "DINAMICA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO PERTURBADO POR FUEGO EN LA ESTACION CIENTIFICA LAS-JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN" para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos a usted que ha sido aceptado - como Director de dicha Tesis al Biol. Luis Ignacio Iñiguez Dávalos.

ATENTAMENTE
"PIENSA Y TRABAJA"
Guadalajara, Jal., Marzo 12 de 1990
EL DIRECTOR



ING. ADOLFO ESPINOZA DE LOS MONTEROS CARDENAS

FACULTAD DE CIENCIAS

EL SECRETARIO

M. EN C. ROBERTO MIRANDA MEDRANO

c.c.p. El Biol. Luis Ignacio Iñiguez Dávalos, Director de Tesis. -Pte.
c.c.p. El expediente de la alumna.

'mjsd



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Laboratorio Natural Las Joyas
de la Sierra de Manantlán

SECCION _____

EXPEDIENTE _____

NUMERO _____

Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus
Director
Facultad de Ciencias Biológicas
UUniversidad de Guadalajara
P R E S E N T E

Por este conducto me permito informarle a Usted que, una vez recibida la tesis: "DINAMICA DE LA COMUNIDAD DE PEQUEÑOS ROEDORES EN UN BOSQUE DE PINO-ENCINO PERTURBADO POR FUEGO EN LA ESTACION CIENTIFICA LAS JOYAS, SIERRA DE MANANTLAN" que presenta la C. Luz del Carmen Arias García, y habiendo realizado las observaciones pertinentes, considero que se puede imprimir. Por ello, le solicito atentamente que permita se realicen los trámites necesarios para el exámen respectivo.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para enviarle un cordial saludo.

El Grullo, Jalisco, a 31 de julio de 1992.

A T E N T A M E N T E

"PIENSA Y TRABAJA"

"AÑO DEL BICENTENARIO"

Pas. M. C. Luis I. Iñiguez Dávalos
Director de tesis

