

189
2 ej^o

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**DIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DE MAMÍFEROS
EN MÉXICO:
UN ENFOQUE TAXONÓMICO Y FILOGENÉTICO**

TESIS

Que para obtener el título de

Bióloga

presenta

Karina Santos del Prado Gasca



FACULTAD DE CIENCIAS
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN
México, D.F. 1996



**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

TESIS CON FALLA DE ORIGEN



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

Diversidad y conservación de mamíferos en México: un enfoque
taxonómico y filogenético.

realizado por Karina Santos del Prado Gasca

con número de cuenta 8852726-8 , pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe

Propietario Dr. Luis Enrique Eguiarte Fruns

Propietario Dra. Tila María Pérez Ortiz

Suplente Dr. Alberto Ken Oyama Nakagawa

Suplente Dr. Gerardo Cejallos González

FACULTAD DE CIENCIAS

Consejo Departamental de Biología

COORDINACIÓN GENERAL
DE BIOLOGÍA

A mis papás, Lucero y Mario, por todo su apoyo, confianza y cariño incondicional

A Mayo, Nenín, Gaby y Alejandro, por estar siempre ahí

A mi abuelio Güicho, porque me hubiera gustado mucho que estuviera conmigo

A mis abuelitos Ele y Mayo, y a mi abuelita Mary, por todos estos años

A Gugú, Juan, Valentina, Andrés, mi tía Ele y mis primos, por todo lo compartido

A César, por su cariño y muchas cosas más

Agradecimientos

A Héctor Arita, por su enseñanza, asesoría y apoyo, sin lo que no hubiera sido posible este trabajo.

A Luis Eguiarte, Tila María Pérez, Ken Oyama, y Gerardo Ceballos, por sus revisiones y sugerencias que lo enriquecieron.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), por el apoyo económico para la elaboración de las bases de datos, como parte del proyecto "Escalas y la Diversidad de Mamíferos en México".

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por mi formación profesional.

Al Laboratorio de Ecología de Mamíferos del Centro de Ecología de la UNAM, por el apoyo logístico, y a todas las personas que en él laboran y que colaboraron directa o indirectamente en este trabajo.

A Jorge O., Jorge U., Ella, David, Cuauhtémoc, Pilar, Fernanda y Astrid, por su valiosa ayuda y amistad.

A Rolando, Paco, Horacio, Fernando, Astrid, Fernanda y Mauricio, por los gratos años en la Facultad y después de ella.

A César por las innumerables correcciones del manuscrito, su apoyo y su cariño.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN

BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Biodiversidad

Definición	1
Importancia de la biodiversidad	1
La biodiversidad a nivel mundial	3
Patrones generales de biodiversidad	4
La biodiversidad en México	6
Causas de la biodiversidad en México	7
La diversidad de mamíferos en México	7
Patrones de diversidad de los mamíferos en México	8
Causas de la diversidad de los mamíferos en México	9

Conservación

La crisis ambiental	12
Importancia de la conservación	14
Los criterios de conservación	14
El deterioro ecológico en México	16
La conservación en México	17

MEDIDAS DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA

Escalas espaciales para medir la biodiversidad: niveles alfa, beta y gamma	19
Índices de diversidad	20
Críticas a las medidas tradicionales de diversidad	21
Medidas alternativas	22

TAXONOMÍA Y FILOGENIA COMO MEDIDAS ALTERNATIVAS DE DIVERSIDAD	
Diversidad taxonómica	27
Riqueza taxonómica	27
Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas	28
Diversidad filogenética	29
Cladismo	29
Información evolutiva contenida en los cladogramas	30
Importancia de la información filogenética	31
Indices de diversidad filogenética	32
Elección del índice de diversidad	39
OBJETIVOS	40
MÉTODOS	
Elaboración de una base de datos	41
Riqueza	43
Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas	43
Diversidad filogenética	44
Elaboración de un mapa consenso	45
Análisis de los datos	46
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
Diversidad taxonómica	47
Riqueza taxonómica	47
Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas	67
Diversidad filogenética	79
Mapa consenso	86
Comparación de las áreas obtenidas con las áreas naturales protegidas establecidas	88
CONCLUSIONES	91

ANEXOS

1. Bibliografía de los cambios taxonómicos y de distribución de las especies de mamíferos en México, desde 1981 hasta 1993	95
2. Filogenia de los mamíferos de México	101
3. Referencias bibliográficas utilizadas en la elaboración de los cladogramas de los mamíferos de México	113
4. Bibliografía citada en la elaboración de los cladogramas	131
5. Porcentajes de información filogenética de los mamíferos terrestres y voladores	135
6. Porcentajes de información filogenética de los mamíferos voladores	145
7. Porcentajes de información filogenética de los mamíferos terrestres	149
LITERATURA CITADA	155

INTRODUCCIÓN

BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

BIODIVERSIDAD

Definición

La biodiversidad es un concepto difícil de definir pues abarca una gran cantidad de componentes interrelacionados; sin embargo, éstos pueden reducirse a tres elementos básicos: composición, estructura y función, cada uno de los cuales puede definirse en distintos niveles de organización, como son el de genes, poblaciones, especies, comunidades y ecosistemas (Noss, 1990; Soulé, 1991).

Para los sistemáticos, la biodiversidad significa la lista de especies de algún taxón o de grupos de taxa, los genetistas consideran la diversidad alélica, la heterocigosis y la variación interpoblacional como las expresiones más importantes de la biodiversidad, mientras que los ecólogos de comunidades están más interesados en la variedad y distribución de especies o tipos de vegetación (Noss, 1990).

Varias han sido las definiciones que se han dado a este concepto. Por ejemplo, la biodiversidad ha sido caracterizada como la variedad de formas de vida, los papeles ecológicos que éstas desempeñan y la diversidad genética que contienen (Wilcox, 1984; Erwin, 1991); la variedad y variación de los organismos vivos y los complejos ecológicos en los que se encuentran (Noss, 1990); la gran variedad de formas biológicas, incluyendo los miles de genes que existen en las células, el casi millón y medio de especies de microorganismos, plantas, animales, y los cientos de comunidades y ecosistemas naturales que cubren este planeta (Solbrig, 1992); o bien, la variabilidad genética que existe dentro de cada especie o el número de especies distintas o de ecosistemas presentes en una región (Sarukhán, 1992).

Importancia de la biodiversidad

La inmensa variedad de formas vivientes tiene una gran importancia para el funcionamiento y la estructuración de comunidades y ecosistemas, no solamente por el hecho de ser componentes de dichos sistemas, sino también por contribuir al mantenimiento de las propiedades elementales de los mismos.

El papel ecológico que tiene cada especie al interior de los sistemas está relacionado íntimamente con el del resto de las especies que los constituyen (Soulé, 1985), de tal manera que la

abundancia y distribución de toda especie depende, en buena parte, de la relación dinámica y constante que existe entre ellas.

También existen especies cuyas actividades son determinantes para mantener las características propias de cada sistema ecológico (Soulé, 1985; Noss, 1990), ya que modifican y mantienen ciertas cualidades del medio físico y biótico que son indispensables para la permanencia de las otras especies, como pueden ser el control del flujo y almacenaje de agua, el reciclaje de gran cantidad de nutrientes, la preservación de cierta fisonomía y fenología en la vegetación, o por ser la presa principal de muchos depredadores o el depredador o herbívoro principal en una zona. Asimismo, las actividades que realiza cada especie son, en diversos grados, similares a las del resto, lo que causa una cierta redundancia ecológica -cualidad de los sistemas naturales que influye en su elasticidad y resistencia a las perturbaciones.

En términos de poblaciones individuales, la diversidad genética presente en ellas se encuentra íntimamente asociada a la capacidad de cada población para resistir cambios importantes en las condiciones ambientales o el ataque de plagas y enfermedades (Saether y Jonsson, 1991). Así, la diversidad genética de las especies nativas y cultivadas les permite afrontar cambios ambientales, la competencia con otras especies y a los depredadores y patógenos de su entorno (Solbrig, 1992). Todas las plantas cultivadas así como todas las especies de animales domésticos se han podido desarrollar de acuerdo a los requerimientos particulares de los humanos, gracias a la enorme variación genética presente en sus ancestros y parientes silvestres. Es por ello que el potencial para desarrollar nuevas especies cultivables es enorme (Ilitis, 1988; Raven, 1988).

Otros satisfactores derivados de la biodiversidad, menos evidentes pero no por ello menos importantes, incluyen la infiltración y almacenaje de agua, la fertilidad de los suelos, la regulación de los climas y el mantenimiento de las proporciones de los gases de la atmósfera (Ehrlich y Wilson, 1991).

Desde un enfoque antropocéntrico, la biodiversidad es nuestro principal recurso y dependemos totalmente de ella para nuestra sobrevivencia y bienestar (Ehrlich, 1988). Muchos son los beneficios que obtenemos de ella. El mayor porcentaje de la población mundial depende de las especies silvestres para su alimentación, la construcción de sus viviendas y la obtención de energía. Prácticamente 85% del alimento que consumimos lo obtenemos de unas 20 especies de plantas (Raven, 1988) y casi todos los medicamentos empleados actualmente tienen su origen u obtienen sus propiedades activas de compuestos extraídos de plantas silvestres. Los beneficios económicos de la explotación comercial de bosques, selvas y cuerpos de agua son enormes y, con demasiada frecuencia, son obtenidos a costa del deterioro y la destrucción de estos sistemas.

Por último, hay que señalar que la riqueza cultural de cada nación es, sin duda, producto de la biodiversidad en la que sus pobladores han vivido y que la calidad de vida de muchas poblaciones incluye satisfactores que van desde la simple contemplación de los sistemas naturales hasta componentes esenciales como alimentación, vestido, casa, medicina, educación y cultura. La base material para obtener estos satisfactores la dan los recursos de la naturaleza y de ellos, los recursos bióticos son de fundamental importancia (Gómez-Pompa, 1985).

La biodiversidad a nivel mundial

No se conoce con exactitud el número de especies vivientes que habitan el planeta hoy día (May, 1988; Wilson, 1988). Solamente se han clasificado y nombrado alrededor de 1.4 millones de especies, de las cuales aproximadamente 750 000 son insectos, 250 000 son plantas vasculares y briofitas y 41 000 son vertebrados. El resto lo constituyen invertebrados, hongos, algas y microorganismos (Wilson, 1988; Dirzo, 1990).

Algunos sistemáticos han estimado que este escenario es bastante incompleto, con excepción tal vez de unos cuantos grupos bien estudiados, como el de los vertebrados, principalmente aves y mamíferos -que juntos no suman ni 1% de las especies conocidas- y el de las plantas con flores, del que se estima que todavía falta 10% por descubrir en los trópicos y que 20% de él aún no ha sido formalmente denominado (Dirzo, 1990).

Algunas estimaciones del número de especies vivas en el planeta dan una cifra absoluta de hasta más de 5 millones incluyendo a los insectos, el grupo más rico en especies (Wilson, 1988). Erwin (1983) estimó el número de especies de artrópodos en 30 millones. Se cree que es posible que el verdadero número de especies sea más cercano a la magnitud de 10^8 que a la de 10^7 (Ehrlich y Wilson, 1991).

Muchos grupos, especialmente de microorganismos e invertebrados, requieren de una atención especial por parte de los taxónomos para poder hacer una estimación global del número de especies (May, 1988).

La biodiversidad mundial no se distribuye en forma homogénea. Los trópicos albergan aproximadamente 80% de las especies conocidas del planeta y constituyen solamente entre 7% y 14% de la superficie de la tierra (Myers, 1988; Raven, 1988; Dirzo, 1990).

De los más de 170 países del mundo, 111 se sitúan parcial o totalmente en los trópicos. De éstos, aproximadamente 12 cuentan con 60% a 70% de la diversidad biológica del planeta, de los cuales diez se encuentran en América Latina -Brasil, Colombia, México, Perú, Ecuador, Venezuela, Bolivia, Panamá y Costa Rica (Mittermeier, 1990; Mittermeier y Goettsch, 1992).

Patrones generales de biodiversidad

Se ha encontrado que la diversidad aumenta o disminuye conforme cambian ciertas condiciones ambientales. A partir de esta observación se han establecido varios ejemplos de gradientes de biodiversidad, entre los que destacan los tres siguientes (MacArthur, 1972; Brown y Gibson, 1983; Brown, 1988):

Gradiente latitudinal. La diversidad de especies se incrementa de los polos al ecuador. Este patrón está relacionado con algunos procesos climáticos, como la intensidad de radiación solar, que tiene relación con la disponibilidad de recursos. Sin embargo, existen algunas excepciones, como son el caso de las especies de coníferas, salamandras, topos y musarañas que tienen su mayor diversidad en zonas templadas (Pianka, 1966; Fleming, 1973; McCoy y Connor, 1980; Brown, 1988; Stevens, 1989).

Gradiente altitudinal. La diversidad de especies disminuye conforme aumenta la altitud. Este patrón también está relacionado con variables ambientales como la disminución en la temperatura al aumentar la altitud (Terborgh, 1977; Graham, 1983; Navarro, 1992).

Gradiente de aridez. La diversidad de especies disminuye conforme decrece la disponibilidad de humedad (Brown, 1973; Davidson, 1977). Sin embargo, se ha observado que la diversidad de plantas del Mediterráneo presenta un pico en áreas con productividad intermedia - medida con base en la precipitación anual- después de la cual comienza a disminuir (Rosenzweig, 1992) y que la diversidad de roedores de Texas, en los Estados Unidos de Norteamérica, declina de las zonas semiáridas hacia las subtropicales (Owen, 1988).

El análisis de los factores locales (ecológicos) y regionales (históricos) ha tomado una gran importancia en los estudios que tratan de explicar los patrones de diversidad a nivel mundial (Ricklefs, 1987; Brooks y McLennan, 1993; Cornell, 1993; Schluter y Ricklefs, 1993). Así, se han postulado varias hipótesis que intentan explicar los patrones geográficos de la diversidad de especies, es decir, la distribución de las especies en el planeta:

Hipótesis de las perturbaciones históricas. Los hábitats con cambios históricos recientes no están saturados debido a que no ha habido suficiente tiempo para que las especies colonicen y se adapten. Es por esto que la diversidad aumenta con la edad de una comunidad (Pianka, 1982; Brown y Gibson, 1983).

Hipótesis de la perturbación intermedia. Se ha observado que en etapas sucesionales tempranas existe un mayor número de especies que en etapas tardías de sucesión, por lo tanto, la perturbación en grados moderados permite la coexistencia de un mayor número de especies, manteniendo así una alta diversidad (Connell, 1978; Huston, 1979).

Hipótesis de la productividad. Un hábitat con una abundante disponibilidad de energía puede sostener un gran número de especies que coexistan y se especialicen (Brown y Gibson, 1983). La productividad se puede estimar a partir de la energía solar disponible, la evapotranspiración (Currie y Paquin, 1987; Owen, 1988) y la precipitación pluvial (Brown y Davidson, 1977; Abramski y Rosenzweig, 1984).

Hipótesis de los hábitats favorables. Los hábitats pequeños, aislados, poco estables o extremos tienen menores tasas de colonización y mayores tasas de extinción que los hábitats continuos, permanentes o estables, por lo que estos últimos tendrán una mayor diversidad.

Hipótesis de la estabilidad climática. Los ambientes fluctuantes pueden impedir la especialización o incrementar las tasas de extinción de las especies, mientras que los ambientes constantes permiten su especialización y permanencia.

Hipótesis de la competencia, la depredación y el mutualismo. Una o más de estas relaciones interespecíficas promueven la coexistencia y la especialización. La competencia genera una mayor especialización y diferenciación de nichos, mientras que la depredación juega un papel importante en la coexistencia, al controlar las poblaciones de presas e impedir la exclusión competitiva entre ellas (Paine, 1966; Menge y Sutherland, 1976).

Hipótesis del área per se. Existe un efecto del área sobre el número de especies de plantas y animales, esto es, a mayor área, mayor número de especies. La teoría de la biogeografía de islas se basa en el supuesto de que a mayor área existen menores tasas de extinción y mayores tasas de colonización (MacArthur y Wilson, 1963, 1967). También se ha relacionado el área con la complejidad del hábitat, de manera que a mayor área es probable encontrar un mayor número de hábitats y, por lo tanto, de especies (Williams, 1964).

Hipótesis de la heterogeneidad del hábitat. Se ha observado que la heterogeneidad ambiental y la diversidad de hábitats son factores importantes en el aumento de la diversidad (Boecklen, 1986; Nilsson *et al.*, 1988; Owen, 1990; Arita, 1993), ya que la variedad de estructuras físicas en el hábitat permite una subdivisión fina de los recursos limitantes y por lo tanto, una gran especialización (Brown y Gibson, 1983). Gran parte del incremento en la diversidad de aves, mamíferos e insectos en la zona tropical puede ser explicado por la mayor complejidad estructural y la mayor diversidad de especies de árboles que existe en el bosque tropical (Richards, 1952).

La biodiversidad en México

Por su extensión territorial, México ocupa el decimocuarto lugar en el mundo, siendo diez veces más pequeño que la ex-Unión Soviética, que ocupa el primer lugar, y cinco veces menor que Canadá y Estados Unidos -segundo y tercer lugar respectivamente. Sin embargo, mientras que Estados Unidos y Canadá juntos cuentan con 650 especies de aves y 700 de mariposas, México tiene cerca de 1 100 especies de aves y 2 500 de mariposas. La flora de Estados Unidos está cuantificada en 18 000 especies, la de la ex-Unión Soviética en 20 000 y la de México en 30 000 especies (Toledo, 1988). Por esto, México es considerado como un país de megadiversidad.

Se ha estimado que en México se encuentra representada alrededor de 12% de la biota mundial. La biodiversidad mundial presente en México es, para aves, de 11.5% (1 070 especies para México y el norte de Centroamérica), para mamíferos de 10.2% (500 especies), para reptiles de 9.8% (717 especies) y para plantas vasculares de 10.4% a 12.7% (25 000 a 30 000 especies). Así, México ocupa el primer lugar mundial en diversidad de reptiles, el segundo lugar en mamíferos y el cuarto en anfibios y plantas vasculares (Mittermeier, 1990; Mittermeier y Goettsch, 1992; Flores-Villela, 1993; Toledo y Ordoñez, 1993; Howell y Webb, 1995).

Además, un gran número de las especies que se encuentran en México son endémicas, esto es, que únicamente se encuentran en el territorio nacional. 55% de las especies de reptiles, 62% de las de anfibios, 33% de las de mamíferos y de 20% a 30% de las de flora, son endémicas del país (Toledo, 1988; Ceballos y Navarro, 1991; Mittermeier y Goettsch, 1992; Ceballos y Rodríguez, 1993; Flores-Villela, 1993).

En México, el trópico húmedo cubre aproximadamente 11% del territorio y es una zona alta en diversidad de especies de plantas vasculares, vertebrados e invertebrados pero baja en endemismos. Los estados que cuentan con un mayor número de especies son, en orden decreciente, Oaxaca, Chiapas, Veracruz, Guerrero y Michoacán (Mittermeier y Goettsch, 1992; Toledo y Ordoñez, 1993).

El trópico subhúmedo que abarca 17% del país a lo largo de la costa del Pacífico y del Golfo, es notablemente rico en endemismos de flora y herpetofauna.

La zona templada húmeda, que comprende las faldas de las montañas del Golfo de México, cubre 3% del país y posee una alta riqueza de especies y de endemismos.

Las zonas templadas subhúmedas, que cubren las principales cadenas montañosas y ocupan 14% del territorio, tienen los bosques de pino-encino más diversos del mundo, que además son muy ricos en taxa endémicos de plantas y animales, con 85% de las especies de pino y 70% de las de encino (Mittermeier y Goettsch, 1992; Toledo y Ordoñez, 1993).

Las zonas áridas y semiáridas del centro y norte de México cubren casi 50% del territorio y son particularmente altas en especies de plantas y animales endémicos (Toledo y Ordoñez, 1993). Además, la mayor diversidad de cactáceas del mundo se encuentra en estos desiertos (Mittermeier y Goettsch, 1992).

Los ecosistemas marinos también contribuyen a la diversidad del país. Siete de las ocho especies de tortugas marinas que existen en el mundo anidan en playas mexicanas, el Golfo de California alberga 35% de los mamíferos marinos del mundo -28 especies- y la Isla Rasa, en el Golfo de California, es zona de anidación de 90% de las golondrinas marinas elegantes (*Sterna elegans*) y de las gaviotas de Heermann (*Larus heermanni*) del mundo (Mittermeier y Goettsch, 1992).

Causas de la biodiversidad en México

La alta biodiversidad de México se debe a una serie de factores interrelacionados que incluyen su posición geográfica, topografía, diversidad de hábitats -heterogeneidad- e historia geológica (Ceballos y Navarro, 1991).

En el territorio de México confluyen dos regiones biogeográficas: la neártica y la neotropical, lo que ha generado un mosaico de biotas (Toledo, 1988; Ceballos y Navarro, 1991), y dos conjuntos de especies: uno constituido por especies de afinidad boreal y otro por especies de afinidad tropical (Toledo, 1988).

La heterogeneidad ambiental, esto es, la gran diversidad de hábitats que se ha creado por su compleja topografía y su activa historia geológica, influye también en la alta biodiversidad (Toledo, 1988; Arita, 1993).

En cuanto a los procesos históricos de los hábitats, "... el continuo vaivén (latitudinal y altitudinal) de las especies neárticas y neotropicales, aunado a los frecuentes cambios en la corteza terrestre (levantamientos, plegamientos, aparición de volcanes y cuencas, erosión y otros) provocaron la aparición de especies nativas y endémicas" (Toledo, 1988). Estas especies contribuyen también a la gran diversidad biológica del país.

La diversidad de mamíferos en México

La fauna mexicana de mamíferos está representada por 500 especies nativas y tres introducidas, repartidas en 191 géneros y 45 familias. De las especies nativas, 45 son marinas y 455 terrestres -incluyendo murciélagos. Las especies terrestres se encuentran distribuidas en 163 géneros, 36 familias y 11 órdenes; los roedores comprenden el orden más diverso con 225 especies (49.1%),

seguidos por los murciélagos con 138 especies (30.3%), los carnívoros con 32 especies (7.0%), los insectívoros con 22 especies (4.8%), los lagomorfos con 14 especies (3.1%), los artiodáctilos con 9 especies (2.0%), los marsupiales con 8 especies (1.7%), los xenartros con 4 especies (0.9%), los primates con 3 especies (0.7%) y finalmente, los perisodáctilos, representados por sólo una especie (0.2%).

De los mamíferos marinos, los cetáceos son los más ricos en número de especies con 37 representantes (84.1%), seguidos por los pinípedos con 5 especies (13.7%) y los sirenios y carnívoros, cada uno de ellos con una especie (1.1% respectivamente).

30% de las especies de mamíferos de México (148) son endémicas al país (Arita y Ceballos, en prensa).

Patrones de diversidad de los mamíferos en México

Algunos de los patrones generales de diversidad de mamíferos que se han encontrado para México son:

Riqueza de especies. La riqueza de especies se incrementa del norte del país hacia el interior de Chiapas y la más baja se encuentra en la Península de Baja California.

Los primates, edentados y perisodáctilos se encuentran restringidos a las regiones tropicales de la Península de Yucatán y las áreas costeras tropicales; la riqueza de especies de lagomorfos, insectívoros y murciélagos alcanza su mayor expresión alrededor de la zona central de México, en el Eje Neovolcánico Transversal, mientras que las especies de roedores son más numerosas en la región central comprendida entre la frontera con Estados Unidos y las tierras altas de Chiapas (Fa y Morales, 1993).

Endemismos. La mayoría de los endemismos se distribuyen en el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur, en donde se encuentran de 26 a 30 especies endémicas. Otra área importante de mamíferos endémicos se encuentra a lo largo de la Sierra Madre Occidental y el Istmo de Tehuantepec.

Los géneros endémicos se distribuyen exclusivamente en el Eje Neovolcánico Transversal, la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur. Así, el Eje Neovolcánico Transversal contiene 100% de los géneros y 52.2% de las especies endémicas; la mayoría de estas especies son roedores (106), 50% de ellas se encuentra en este cinturón montañoso y la otra mitad se distribuye en centros de endemismo a lo largo de Colima, Michoacán, Toluca-Valle de México-Sierra Nevada y el Cofre del Perote-Pico de Orizaba (Fa y Morales, 1993).

Gradiente latitudinal. Existe un claro gradiente latitudinal en el número de especies, ya que éste incrementa conforme decrece la latitud. Existe un rápido incremento en el número de murciélagos desde latitudes templadas hasta las tropicales. Otros grupos con afinidades tropicales como los primates, los marsupiales y los armadillos también decrecen en número al aumentar la latitud (Ceballos y Navarro, 1991).

Gradiente de aridez. El número de especies de mamíferos en México muestra que hay una correspondencia entre los niveles de evapotranspiración y la diversidad (Fa y Morales, 1993), ya que la mayor diversidad se encuentra en los bosques húmedos y secos tropicales y en las regiones altas de la zona tropical.

Provincialidad. La distribución de muchos mamíferos está correlacionada con la variedad y abundancia de la vegetación, las que a su vez dependen de factores fisiográficos y climáticos. Los diferentes grupos de mamíferos varían en su respuesta a los cambios en la vegetación. Por ejemplo, en el Desierto de Chihuahua, los carnívoros y los murciélagos -excepto el género *Myotis*- están menos influenciados por la vegetación que otros mamíferos (Schmidly, 1977). La distribución de los roedores se asocia fuertemente al tipo y cobertura vegetal, pues se ha visto que las comunidades vegetales con menor cobertura contienen un menor número de especies y una biomasa menor.

Algunas estimaciones realizadas en torno al número de especies en todos los tipos de vegetación del Eje Neovolcánico Transversal (Fa, 1989) muestran que los hábitats áridos son menos ricos en especies que los tropicales y templados.

La riqueza de especies en el país se incrementa por debajo de una línea imaginaria que divide las regiones tropicales de las templadas. De 36% a 40% del total de las especies se encuentra en la región tropical mientras que sólo un poco más de 20% se encuentra en las zonas áridas y semiáridas.

Causas de la diversidad de los mamíferos en México

Aunque las causas son muy complejas debido a la dificultad de conseguir evidencia contundente para apoyarlas, las explicaciones acerca de la riqueza de especies pueden ser divididas en procesos históricos y de equilibrio. Los argumentos históricos consideran a los procesos de cambios climáticos ocurridos en el pasado como los causantes de la especiación y los de equilibrio consideran importante el papel que juegan la productividad y la heterogeneidad del hábitat (Fa y Morales, 1993). Ambos razonamientos suponen que es la naturaleza del ambiente físico la responsable del gran número de especies en México.

Heterogeneidad del hábitat. Para el caso de los mamíferos terrestres, los factores del hábitat -heterogeneidad espacial, productividad del hábitat y estabilidad ambiental- pueden explicar la alta diversidad de especies.

Un estudio reciente (Arita, 1993) explica las posibles causas de la riqueza de especies de la mastofauna de México. En él se determinaron patrones distintos para los mamíferos voladores y para los terrestres. Se estableció un nivel "regional", equiparable al total del territorio nacional y un nivel "local", representado por cada uno de los estados de la República Mexicana. Se encontró que la riqueza de especies de quirópteros a nivel regional y local no es excepcional sino que es la esperada para un país tropical de su tamaño. En el caso de los mamíferos terrestres, México en su conjunto posee una riqueza de especies mayor a la esperada, aunque este patrón no se cumple al analizar los estados por separado.

A partir de estos resultados se propone que la diversidad de quirópteros obedece a factores como la temperatura y la precipitación, es decir, a los efectos de la productividad, y que la gran diversidad de mamíferos terrestres a nivel regional se debe a la suma de las diferentes subfaunas dentro de los estados, dadas por la heterogeneidad ambiental.

Endemismos. Se ha propuesto a los endemismos como otra posible causa de la alta diversidad de mamíferos del país ya que éstos son numerosos a nivel de especies: 148 de las 500 especies son endémicas a México, lo que representa cerca de 30% (Arita y Ceballos, en prensa; Ceballos y Rodríguez, 1993).

Regiones biogeográficas. También es posible explicar la alta diversidad de mamíferos en México debido a la mezcla faunística de las dos regiones biogeográficas que se unen en el territorio nacional -la neártica y la neotropical-, cuya máxima expresión se encuentra en el Eje Neovolcánico Transversal (Ceballos y Navarro, 1991).

Refugios. La teoría de los refugios ha sido otra de las explicaciones a la alta diversidad de mamíferos en México. Como se sabe, las consecuencias biogeográficas de la especiación alopatrica resultan de la fragmentación de la distribución de las especies en dos poblaciones. La naturaleza vicariante de la flora y fauna de México y su relación con los cambios climáticos del Pleistoceno es bien conocida (Martin y Hurrell, 1957; Ramamoorthy y Lorence, 1987). Las fluctuaciones en temperatura y lluvia durante el Pleistoceno causaron crecimiento y reducción de los tipos de vegetación en México (Ohngemach, 1973; Toledo, 1982) en una secuencia de climas fríos-húmedos y cálidos-secos. Las reconstrucciones paleoambientales (Sarukhán, 1968, 1977; Toledo, 1982) indican que el bosque de pino-encino y otros tipos de vegetación templada dominaron la región de las Sierras, el Eje Neovolcánico Transversal y todas las tierras altas del sur de México; estas áreas

podieron haber formado corredores para la expansión de las especies templadas a lo largo de las Sierras Madres y el Eje Neovolcánico durante las glaciaciones del Cuaternario, cuando tuvieron su máxima extensión y estuvieron conectadas (Schmidly, 1977).

Para los mamíferos de las montañas, los cambios climáticos del Pleistoceno pudieron haber tenido efectos directos sobre la especiación y los patrones de distribución de las especies vivientes. Un ejemplo de esto es *Sorex milleri*, especie endémica de las cimas de la Sierra del Carmen, Coahuila, y de la Sierra Madre Oriental. Se ha sugerido (Findley, 1955) que esta especie se originó por el aislamiento y especiación de *Sorex cinereus* después de su expansión hacia el sur.

Para muchas especies desérticas, el enfriamiento del clima ocasionó una menor disponibilidad de hábitats y una fragmentación de las especies en poblaciones aisladas dentro de refugios desérticos, lo que más tarde tendría como resultado el surgimiento de nuevas especies (Fa y Morales, 1993).

CONSERVACIÓN

Pocas actividades humanas pueden entenderse sin la participación de los recursos vivos; sin embargo, parece que por obvio, a menudo pasa inadvertida este hecho y sólo cuando los agotamos o los ponemos en peligro, nos damos cuenta de ello (Gómez-Pompa, 1985).

La crisis ambiental

El medio ambiente se encuentra gravemente amenazado y esto cada vez se agudiza más debido principalmente al mal uso que se hace de los recursos, en un mundo con mayores demandas cada día. La pérdida de la biodiversidad es, sin duda, el problema ambiental más grave, ya que es un proceso irreversible.

Aunque las extinciones han sido eventos importantes a lo largo de la evolución e indispensables para la formación de nuevas especies, las tasas de extinción y de especiación, en tiempos geológicos son de tal magnitud, que ambos procesos pueden ocurrir. Actualmente, las tasas de extinción de las especies se han incrementado notablemente, no así las de especiación, lo que ha ocasionado la pérdida de muchas especies sin que éstas den lugar a otras, ya que los tiempos que se requieren para que ocurra el proceso de especiación, creador de futura biodiversidad, son muy largos (Raup, 1986, 1988). Los actuales procesos de extinción no sólo están acabando con la diversidad de especies sino también con los sistemas elementales que permitirían la recuperación - por especiación- de la biodiversidad.

Aunque no se sabe con exactitud el número de especies vivientes, se estima que 1/4 o más de éstas se perderán en los próximos 50 años (Ehrlich y Wilson, 1991). Asimismo, se calcula que desaparecerá 12% de las 704 especies de aves del Amazonas y 15% de las 92 000 especies de plantas de Sur y Centroamérica (Wilson, 1988). Los problemas de extinción son más críticos en las regiones tropicales, donde se encuentra la gran mayoría de los países subdesarrollados (Wilson, 1985; Mares, 1986). Los hábitats continentales se han reducido y fragmentado, se habla de pérdidas de hasta 97% de bosques primarios en algunos países tropicales y de casi 70% del bosque tropical primario del planeta. Si la fragmentación de los hábitats naturales continúa en el siglo XXI, se puede esperar que el proceso evolutivo se reduzca y se retarde (Erwin, 1991; Mittermeier y Goettsch, 1992). Es por ello que en conservación se requieren acciones rápidas y eficientes.

Actualmente, las principales causas de la pérdida de biodiversidad son la disminución y fragmentación de los hábitats, la sobreexplotación, la introducción de especies exóticas, la

contaminación y los cambios climáticos. Todos estos procesos son producto de las crecientes demandas de la humanidad y de la falta de políticas que consideren el uso sustentable de los recursos (Soulé, 1991).

Estas transformaciones del ambiente tienen lugar desde hace siglos: "... en la actualidad, la presencia de grandes cantidades de palmitos y de palmeras achaparradas en regiones de México donde una vez pastaran las ovejas, se debe, muy probablemente, al hecho de que éstas terminaron con las otras plantas, más apetitosas... A un siglo de la caída de Tenochtitlan, en Sinaloa erecían matorrales donde antes había sabanas... Existen evidencias suficientes como para pensar que una secuencia semejante de acontecimientos -expansión de los rebaños y luego disminución de la cantidad y calidad de las tierras de pastoreo- aconteció en todas partes o, al menos, comenzó a ocurrir en todas partes en América durante los siglos XVI y XVII" (Crosby, 1972).

Sin embargo, en la actualidad el problema es mucho más serio. Con la expansión de la población humana hasta casi 5.3 mil millones de habitantes (Erwin, 1991), el ser humano ataca directa e indirectamente su mayor patrimonio. Algunos de los principales problemas son:

a) el crecimiento desmesurado de la población, con el consabido aumento en las demandas de energía, alimento, medicina, espacio, vivienda, etc.

b) la pobreza que causa la destrucción del hábitat y la extinción de especies. Este problema es más grave en los trópicos en donde la falta de oportunidades económicas, modelo de desarrollo impuesto por el Primer Mundo, se ha convertido en el motor de destrucción de la vida.

c) la falta de visión a largo plazo de las políticas de desarrollo, las cuales buscan siempre obtener los máximos beneficios en el menor tiempo posible y con el menor esfuerzo.

d) el antropocentrismo fíncado en valores culturales que se oponen a las políticas efectivas de conservación, y que nos ha llevado a la necesidad de un cambio revolucionario en la conciencia humana para que un progreso significativo sea posible.

e) las transiciones culturales, ya que durante la colonización o el rápido cambio social se crea un manejo no sustentable de los recursos naturales.

f) los aspectos económicos que hacen que la destrucción ambiental y la erosión de la diversidad genética en los trópicos sea exarcebada por sistemas de comercio que buscan satisfacer la demanda de productos de los países industrializados, ocasionando una destrucción masiva de los hábitats (Soulé, 1991).

Importancia de la conservación

A partir de esta problemática ha tomado fuerza la biología de la conservación, que con base en disciplinas biológicas y sociales, pretende proporcionar principios y herramientas para preservar la diversidad biológica (Soulé, 1985). En un sentido amplio, se entiende por conservación "aquella actividad que implica la utilización racional y sostenida de los recursos naturales a largo plazo" (Gómez-Pompa, 1985).

Existen múltiples razones por las cuales es necesario conservar la biodiversidad. Éstas se pueden englobar en cuatro grandes aspectos:

Ético. Las especies poseen valores intrínsecos, producto de la evolución, tienen derecho a existir y *Homo sapiens* tiene una responsabilidad moral en su preservación (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Ehrlich, 1988; Ehrlich y Wilson, 1991).

Estético. Las especies poseen un valor simbólico o un interés intrínseco por su belleza (Ehrlich y Ehrlich, 1981).

Beneficios económicos directos. De los recursos naturales se obtiene comida, medicina y productos industriales, entre otras cosas (Ehrlich y Wilson, 1991).

Beneficios indirectos. Las especies, que son parte activa de los ecosistemas, son las responsables de que éstos se mantengan (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Ehrlich y Wilson, 1991).

Como lo señalan Mittermeier y Goettsch (1992): "Resulta de vital relevancia considerar la importancia económica que representa la biodiversidad, ya que la verdadera base del desarrollo económico sustentable es el uso racional de los recursos naturales, de tal manera que el desarrollo económico a largo plazo es imposible sin una eficaz conservación de la biodiversidad".

Los criterios de conservación

Dada la urgente necesidad de aplicar medidas de conservación es muy importante disponer de criterios objetivos y generales que guíen las acciones conservacionistas. Los esfuerzos se han dirigido, principalmente, a la protección de especies o de grandes extensiones naturales. En cuanto a la protección de especies, el criterio más común ha sido la protección de las especies llamadas vulnerables, las cuales han sido definidas de distintas maneras:

a) La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (IUCN) ha hecho una clasificación del grado de vulnerabilidad de las poblaciones silvestres de acuerdo al número de individuos o el tamaño efectivo de las mismas. La IUCN ha propuesto la clasificación de especies en peligro, vulnerables, raras, indeterminadas y otras, como una herramienta para fundamentar propuestas de conservación. Mace y Lande (1991) propusieron una

modificación a estas categorías con base en la probabilidad de extinción de las poblaciones individuales en escalas de tiempo específico, esto es, escalas de mayor significado para las acciones de conservación. La clasificación propuesta por ellos incluye las categorías crítica, en peligro y vulnerable.

b) Rabinowitz *et al.*(1986) propusieron la "rareza" de las especies como criterio de conservación y determinaron ésta con base en tres características: la distribución geográfica, la especificidad en el uso de hábitat y el tamaño poblacional.

Otro criterio para la determinación de las especies a conservar ha sido el emplear únicamente su distribución geográfica, distinguiendo así entre especies endémicas y especies de amplia distribución.

También se ha propuesto la conservación de especies clave, es decir, especies cuya ausencia en los sistemas naturales causaría transformaciones importantes o el colapso de los mismos (Soulé, 1985).

En cuanto a la protección de zonas naturales, éstas han sido determinadas con base en su valor estético o funcional -regulación hídrica, climática, etc. Con más de 4 500 áreas protegidas en el planeta, es tal vez este tipo de conservación el que más apoyo ha tenido hasta ahora. Parques nacionales, refugios, reservas de la biósfera, reservas militares y otras formas de áreas protegidas han sido definidas y establecidas legalmente en los últimos 150 años. Sin embargo, la superficie cubierta por éstas apenas representa 3.2% de las tierras del planeta y la mayoría de ellas se encuentra amenazada por los procesos de desarrollo socioeconómico (Erwin, 1991).

Por esto, "la conservación de la diversidad biológica debe abarcar toda una gama de formas de manejo y de situaciones ambientales, desde los ecosistemas prístinos hasta los sistemas manejados con gran diversidad biológica y desde los ecosistemas primarios hasta los secundarios e, incluso, los agroecosistemas. Todos ellos poseen un gran valor como reservorios de la biodiversidad... la opción de tener zonas protegidas sigue siendo válida; sin embargo, ésta no es suficiente" (Altieri *et al.*, 1991).

En la determinación de áreas naturales a proteger, se han definido, con base en el número de especies que en ellas viven, regiones de gran diversidad que se consideran prioritarias (Mittermeier, 1990; Noss, 1990). Sin embargo, aunque este criterio es fundamental, es necesario establecer formas de medir la hiodiversidad con base en distintos parámetros que evalúen de manera más completa los tres grandes componentes que ella engloba: función, estructura y composición (Noss, 1990; Cousins, 1991; Erwin, 1991; Vane-Wright *et al.*, 1991).

El deterioro ecológico en México

En México, de 40% a 90% de la zona tropical húmeda ha sido drásticamente alterada por la explotación ganadera; 55% de la zona tropical subhúmeda ha sido transformada debido, principalmente, a la extracción de productos y a la agricultura; 60% de la zona templada húmeda se ha alterado por el uso de la tierra y la ganadería; 37% de la vegetación original de la zona templada subhúmeda ha sido alterada por prácticas de agricultura y más de 50% de las zonas áridas y semiáridas ha sido alterada debido al ganado y a la extracción de plantas, convirtiéndose así en regiones ecológicamente frágiles (Toledo y Ordoñez, 1993).

Muchas especies de plantas y animales de México enfrentan problemas de sobreexplotación y pérdida de su hábitat, lo que las hace susceptibles a la extinción. La Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) estableció, en 1994, criterios ecológicos que determinan las especies vulnerables, y publicó un listado de especies consideradas como raras, amenazadas, en peligro de extinción y sujetas a protección especial.

En un listado similar, elaborado con otros criterios, Ceballos y Navarro (1991) incluyen 46 especies de mamíferos terrestres en la categoría de frágiles, 35 como amenazadas, 41 en peligro de extinción y siete como extirpadas o extintas, mientras que 324 especies son consideradas como no amenazadas. De los mamíferos marinos, tres especies se encuentran amenazadas, tres en peligro de extinción y dos especies recientemente extintas. Si se toman en cuenta las categorías tróficas, los carnívoros son el grupo con el más alto riesgo de extinción.

Asimismo, Arita y Ceballos (en prensa) llevaron a cabo una revisión del estatus de conservación de los mamíferos de México y encontraron que la legislación mexicana considera a 202 especies dentro de alguna categoría (SEDESOL, 1994), mientras que sólo 25 son consideradas en la lista de la IUCN. Siguiendo la clasificación de SEDESOL (1994) concluyen que de los mamíferos terrestres continentales e insulares, 39 especies se encuentran en peligro de extinción, 77 se consideran raras, 72 se encuentran en la categoría de amenazadas y cuatro sujetas a protección especial. De los mamíferos marinos, tres especies se encuentran en peligro de extinción, una amenazada y nueve sujetas a protección especial.

Ejemplos de algunas especies de mamíferos que se encuentran en un inminente peligro de extinción son el lobo mexicano (*Canis lupus*), el conejo teporingo (*Romerolagus diazi*), el manatí (*Trichechus manatus*), la vaquita del Golfo de California (*Phocoena sinus*), el tapir (*Tapirus bairdii*) y el berrendo de Baja California (*Antilocapra americana*). Asimismo, el oso gris (*Ursus arctos*) y el bisonte (*Bison bison*) son consideradas especies extintas (Ceballos y Eccardi, 1993).

La conservación en México

En México existen más de 70 áreas naturales protegidas. El gobierno federal administra por medio del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP) 73 áreas: 44 son Parques Naturales, 10 Reservas de la Biósfera, 13 Reservas Especiales de la Biósfera, dos Áreas de Protección de Flora y Fauna Silvestres y Acuáticas, tres Monumentos Naturales y un Parque Marino Nacional. Estas áreas cubren en su totalidad 6 000 000 de hectáreas aproximadamente (SEDESOL, 1992), lo que apenas representa 3% del territorio nacional. Muchas de estas áreas naturales protegidas presentan diversos grados de perturbación y graves problemas administrativos y operativos (Toledo, 1988).

Además, estas áreas no siempre coinciden con una serie de zonas fundamentales para diferentes grupos de organismos. Por ejemplo, el área de mayor riqueza florística de especies fanerógamas -alrededor de 9 000 especies- se ha ubicado en el estado de Oaxaca, siguiéndole en importancia Chiapas y Veracruz con 8 000 especies (Rzedowski, 1993).

Para las mariposas de la familia Papilionidae se han identificado áreas con altos grados de endemismos, que comprenden la frontera entre Durango y Sinaloa; el Cañón del Novillo, Tamaulipas; la Sierra de San Juan, Nayarit; la región sur de la Sierra Madre Oriental, Morelos; el Cañón del Zopilote, Guerrero; la Sierra de Atoyac, Guerrero; la Sierra de Juárez, Oaxaca y el interior de Chiapas (Llorente y Martínez, 1993).

El área prioritaria en cuanto a riqueza de especies de abejas se ubica en la región fisiográfica que comprende los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit, aunque existen variaciones entre las distintas familias y géneros (Ayala *et al.*, 1993).

En cuanto a la riqueza de especies de anfibios y reptiles, los estados más importantes son, en orden decreciente, Oaxaca, Chiapas, Veracruz, Guerrero, Michoacán, Jalisco, Puebla, Sinaloa, San Luis Potosí y Nayarit (Flores-Villela, 1993).

Las áreas prioritarias para la riqueza de especies de aves se sitúan en la costa del Golfo de México, desde la mitad sur de Tamaulipas hasta la totalidad de la Península de Yucatán, entrando en la parte norte de Chiapas y el sureste de Oaxaca; mientras que el mayor porcentaje de endemismos corre a lo largo de la Sierra Madre Occidental y el Eje Neovolcánico Transversal (Escalante *et al.*, 1993).

Las zonas que se han identificado como prioritarias con base en el número de especies de mamíferos endémicos son el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur, así como la Sierra Madre Occidental y el Istmo de Tehuantepec (Fa y Morales, 1993). En cuanto a los géneros endémicos las prioridades son para la zona tropical subhúmeda del oeste de México, las altas regiones templadas del Eje Neovolcánico Transversal, y las regiones áridas de Baja California y el

norte del país. Con base en el simple conteo de especies, el área prioritaria por excelencia es el bosque tropical húmedo ubicado en el sureste de la República Mexicana.

Todos estos análisis se basan en la identificación de áreas prioritarias de acuerdo al número de especies y de endemismos. La mayoría de dichas áreas prioritarias no está representada en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, salvo algunas ubicadas en el bosque tropical húmedo del sureste nacional, al que se le ha dado prioridad en las políticas de conservación por ser un área con gran riqueza de especies de ciertos grupos taxonómicos. Sin embargo, el empleo del número de especies como criterio para la elección de áreas protegidas es insuficiente, ya que no toma en cuenta los aspectos ecológicos e históricos de la biodiversidad, componentes que podrían proporcionar resultados distintos. Por ello, surge la necesidad de aplicar nuevos métodos para medir la biodiversidad.

MEDIDAS DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA

Escalas espaciales para medir la biodiversidad: niveles alfa, beta y gamma

A pesar de que la diversidad biológica se puede medir a distintas escalas, son tres los niveles básicos que se han utilizado:

La diversidad alfa. Se refiere a la variedad de especies coexistentes dentro de áreas pequeñas o hábitats relativamente homogéneos y expresa la complejidad relacionada con la riqueza de especies de una comunidad.

Las medidas de diversidad alfa generalmente se aplican a comunidades particulares con base en parámetros de dos tipos: a) riqueza de la comunidad en cuanto a número de especies y b) la abundancia relativa de cada especie, que se traduce directamente en una medida de equidad (Whittaker, 1972). En el mantenimiento de la diversidad alfa o local intervienen de manera relevante interacciones ecológicas como la competencia y la depredación (Schluter y Ricklefs, 1993)

En muchas comunidades de vertebrados, un límite a la diversidad alfa puede ser producto de un límite en la diversidad de recursos. Los hábitats con baja diversidad alfa tienden a tener altas densidades poblacionales por especie, lo que permite que las especies puedan expandir su hábitat. Generalmente esto se correlaciona con una baja diversidad beta (Cody, 1986).

La diversidad beta. Mide el recambio en la composición de especies entre distintos hábitats adyacentes a lo largo de un gradiente ambiental. Dado un gradiente ambiental -elevación, humedad del suelo, etc.-, las especies se distribuyen en distintas posiciones. A lo largo de un gradiente particular las poblaciones ocupan una posición y los límites de su distribución se sobrelapan, formando así una comunidad continua. El grado de diferenciación de las comunidades a lo largo del gradiente ambiental es lo que se denomina diversidad beta. Así, esta diversidad se puede considerar una función del cambio de hábitat: una alta diversidad beta resulta de una alta especificidad de hábitat. Empíricamente, la diversidad beta está correlacionada con la extensión absoluta de diferentes tipos de hábitats, con la contigüidad y arreglo espacial de éstos y con las distancias de dispersión de las especies (Whittaker, 1972; Cody, 1986; Wiens, 1989).

El estudio de la diversidad a esta escala es fundamental para entender los efectos que los procesos a gran escala tienen sobre la diversidad local o alfa, ya que representa la conexión entre la diversidad local y la regional o gamma (Schluter y Ricklefs, 1993).

La diversidad gamma. Se usa para describir la variedad total de especies a grandes escalas, en regiones geográficas o biomas. Esta diversidad es producto de la diversidad alfa de las comunidades que la integran y del grado de diferenciación beta a través de ellas (Whittaker, 1972;

Brown y Gibson, 1983; Cody, 1986; Arita y León, 1993). La diversidad gamma tiende a ser mayor en los grupos taxonómicos con mayor potencial de aislamiento y especiación (Cody, 1986) y está fuertemente influenciada por los eventos y procesos históricos. Esta medida de diversidad ha sido usada tradicionalmente por los biogeógrafos para explicar los patrones de riqueza de especies en el espacio geográfico (Simpson, 1964).

Índices de diversidad

Debido a que la biodiversidad engloba múltiples aspectos a diferentes escalas, no ha sido posible establecer una medida única. Es por ello que los ecólogos han definido un amplio rango de índices y modelos con el fin de representar la diversidad de un área mediante un número que indique qué tan variado es un sitio con respecto a otro.

Las medidas de diversidad más comunes han tomado en cuenta dos parámetros básicos: a) la riqueza de especies, esto es, el número de especies presentes en un sitio y en un tiempo dado y b) la equidad, es decir, la abundancia proporcional de cada una de las especies. Una alta equidad, es decir, cuando las especies son virtualmente iguales en abundancia, es equiparable a una alta diversidad.

Las medidas de diversidad de especies se pueden dividir en tres categorías generales (Magurran, 1988):

- ♣ Índices de riqueza de especies que son esencialmente una medida del número de especies en una unidad definida.

- ♣ Modelos de abundancia de especies que describen la distribución del número de individuos por especie, es decir, la equidad.

- ♣ Índices basados en la abundancia proporcional de especies que mezclan tanto la riqueza como la equidad.

Índices de riqueza de especies

Si el área de estudio se puede delimitar en el espacio y el tiempo y las especies pueden ser numeradas e identificadas, la riqueza o el número de especies constituye una buena medida de la diversidad. La densidad de especies es la medida más comúnmente usada, sin embargo, es directamente afectada por el tamaño del área de estudio. La variación ecológica debida a las dimensiones espaciales y temporales del área estudiada también puede aumentar la riqueza de especies al incrementar el número de áreas, hábitats y factores bióticos y abióticos (Schluter y Ricklefs, 1993).

Estos índices se utilizan con mayor frecuencia al hablar de diversidad beta o gamma, ya que en ambos casos es difícil la obtención de datos acerca de la abundancia. Es importante hacer notar que la riqueza de especies se ha utilizado en múltiples trabajos por ser relativamente simple y rápida de obtener, sin embargo es sólo un componente de la diversidad (Magurran, 1988).

Modelos de abundancia de especies

Las especies difieren en su abundancia al interior de las comunidades. Los modelos de abundancia de especies consisten en la descripción de la distribución de la abundancia de cada una de las especies que conforman una comunidad (Wiens, 1989). Se ha observado que la distribución de la abundancia de las especies constituye una medida más sensible a los disturbios ambientales que la simple riqueza de especies.

Con estos modelos se ha demostrado que es común encontrar que muy pocas especies son muy abundantes, que algunas tienen abundancias medias y que la mayoría está representada por pocos individuos (Magurran, 1988).

Índices basados en la abundancia proporcional de las especies

Este índice homogeneiza a los anteriores, ya que toma en cuenta tanto la riqueza de especies como la equidad y proporciona una aproximación alternativa a la medición de la diversidad (Magurran 1988). La diferencia fundamental entre los índices y los modelos para medir la diversidad radica en el peso diferencial que se le asigna a los parámetros básicos utilizados.

Críticas a las medidas tradicionales de diversidad

La mayoría de los índices de biodiversidad no toma en cuenta los procesos que la determinan y la mantienen, por lo que se dice que éstos, al intentar medir la biodiversidad, pierden información. Como lo señala Pielou (1975), un índice de diversidad proporciona sólo un dato estadístico de los muchos que se requieren para resumir las características de la diversidad de un sitio o una comunidad, por lo que utilizado aisladamente no proporciona mucha información.

Los índices tradicionales están limitados a un solo grupo taxonómico y asumen que todas las especies son iguales, sin tomar en cuenta la función ecológica de cada una o las diferencias taxonómicas que existen entre ellas. Resulta sorprendente que los índices convencionales para medir la diversidad consideren a todas las especies como iguales cuando, justamente, su identificación se basa en las diferencias de una a otra (Cousins, 1991).

Una buena descripción de la diversidad y de su organización debe estar relacionada con los procesos particulares que la determinan. Sin el conocimiento de estos procesos, las medidas de diversidad se encuentran basadas únicamente en las hipótesis acerca de su regulación (Schluter y Ricklefs, 1993).

Debido a lo anterior, y con el fin de construir representaciones de la biodiversidad, se ha hecho una reevaluación, tomando en cuenta parámetros distintos a los utilizados comúnmente. Es a esto a lo que se ha llamado "medidas alternativas de diversidad".

Medidas alternativas

Debido a los innumerables factores que limitan las medidas de conservación y al rápido deterioro ambiental, resulta de vital importancia encontrar formas efectivas de medir la biodiversidad a fin de obtener criterios que permitan definir los organismos y las áreas más urgentes a conservar. Chalker (1990) ha señalado que se requiere con urgencia una lista de los sitios prioritarios de diversidad biológica del mundo. Sin embargo, para poder determinar estos lugares se necesitan medidas efectivas para estimar la biodiversidad (May, 1990; Vane-Wright *et al.*, 1991; Williams *et al.*, 1991; Crozier, 1992; Faith, 1992).

Las medidas alternativas utilizan parámetros distintos a la riqueza específica y la abundancia relativa de las especies, y pretenden conferir una identidad a estas últimas. Estos parámetros pueden ser ecológicos -tamaño corporal, dieta, hábito-, taxonómicos y filogenéticos, y todos ellos pueden ser medidos en las tres escalas espaciales básicas de diversidad -alfa, beta y gamma.

Diversidad ecológica

La diversidad ecológica está íntimamente relacionada con la estructura, función y complejidad del sistema, y puede ser medida con base en distintos parámetros propios de la historia de vida de los organismos, como son el tamaño corporal, las dietas y el uso que hacen las especies de su microhábitat (Anderson, 1991).

Tamaño corporal

Una forma de medir la diversidad que permite establecer una distinción entre las especies es el uso del tamaño corporal como parámetro, ya que éste se encuentra íntimamente relacionado con la abundancia, metabolismo, alimentación, flujo de energía, potencial reproductivo, ámbito hogareño, movilidad y longevidad de los organismos (Eisenberg, 1981; Magurran, 1988; Cousins, 1991).

El tamaño corporal impone límites a un organismo, ya que determina lo que éste puede o no hacer. La masa o peso está relacionada con el volumen, por lo que, mientras mayor es el tamaño de un individuo, su peso se incrementa al cubo y su superficie se incrementa solamente al cuadrado. Esta regla permite entender por qué los organismos pequeños tienen una mayor área expuesta en relación a su volumen y que, en consecuencia, la pérdida de calor sea mucho más grande en los animales pequeños que en los grandes. Así, los animales de sangre caliente que viven en climas fríos tienen un tamaño corporal mayor y por lo tanto una menor área expuesta relativa que las mismas especies en climas cálidos. Esto también tiene implicaciones en el metabolismo, ya que la tasa metabólica basal decrece conforme aumenta el tamaño corporal, por lo que los organismos pequeños tienen mayores tasas metabólicas, lo que les permite mantener constante su temperatura corporal. Muchos mamíferos pequeños sufren variaciones en su tasa metabólica a lo largo del día, lo que les permite hacer frente a sus grandes requerimientos de energía.

La facilidad con que los animales pequeños pierden calor puede favorecer su adaptación a un nivel trófico que proporciona, en la búsqueda de alimento, la máxima energía neta con el mínimo de energía perdida. Los mamíferos pequeños que mantienen una elevada tasa metabólica y están adaptados a ambientes inestables, generalmente tienen un gran potencial reproductivo, lo que, con frecuencia, significa camadas numerosas, así como tasas de rápido crecimiento de las crías y un tiempo de maduración corto.

En la medida que la tasa metabólica decrece con el incremento en el tamaño, los animales pequeños tienen una mayor frecuencia en el bombeo de sangre. Esto se debe a que el tiempo fisiológico se alarga cuando se incrementa el tamaño corporal, lo que hace que los animales de mayor tamaño tengan una mayor longevidad (Schmidt-Nielsen, 1984).

Al igual que la movilidad, el ámbito hogareño de los mamíferos terrestres crece con el tamaño corporal. Así, los mamíferos pequeños no voladores se mueven menos que los mamíferos grandes y tienen costos energéticos de locomoción más altos.

Debido a que el tamaño corporal tiene tantas implicaciones a nivel fisiológico y en la estructura de las comunidades, su uso como parámetro alternativo para medir la biodiversidad puede resultar muy útil.

Dieta

Desde un punto de vista funcional, la estructura trófica también determina el número de especies encontradas en una localidad. De esta manera se puede medir la diversidad tomando en cuenta parámetros funcionales de los ecosistemas como son el flujo de energía y la estructura de las cadenas

tróficas, así como cambios en la anatomía y fisiología de los organismos, debidos a la especialización en la dieta (Eisenberg, 1981).

La especialización trófica tiene repercusiones en la cantidad de biomasa, ya que la cantidad de biomasa en un nivel trófico dado está inversamente relacionada con el número de eslabones de la cadena trófica. De esta manera, la biomasa de las plantas -productores primarios- en un área determinada, excede siempre la cantidad de biomasa de los animales, mientras que la biomasa de los mamíferos herbívoros en una comunidad, generalmente es mayor que la biomasa de los carnívoros de la misma.

La dieta también tiene que ver con el tamaño poblacional. La especialización de los mamíferos en consumidores de frutas, semillas o néctar, puede resultar en densidades y biomasa que excedan ligeramente a las de las especies de mamíferos adaptados a la carnivoría. Por lo anterior, los herbívoros, en cualquier área donde la biomasa de plantas sea alta, representarán el componente de biomasa mayor de la fauna de mamíferos, los insectívoros y los frugívoros serán los siguientes en la contribución de biomasa, y los carnívoros constituirán el componente más pequeño.

Al medir la diversidad de dietas se realiza una comparación indirecta entre la cantidad de biomasa de distintas regiones. También se mide de manera indirecta la diversidad fisiológica y morfológica, ya que, dependiendo de la dieta, se requieren distintas modificaciones en el tracto digestivo y en el aparato dentario (Eisenberg, 1981). Los diferentes tipos de actividad trófica están asociados a diferentes niveles de riqueza de especies dentro del mismo taxón (Cousins, 1991).

Al igual que con el tamaño corporal, un área de prioridad en conservación será aquella en donde se encuentren representadas la mayor parte de las dietas de los organismos, ya que al proteger ese lugar se estará conservando una gran diversidad fisiológica y de niveles tróficos, y por lo tanto, una gran diversidad de recursos alimentarios.

Hábitos

Las especies tienen distintos hábitos o adaptaciones en cuanto a la utilización que hacen del medio. Las categorías que propone Eisenberg (1981) para mamíferos son las de fosoriales, semifosoriales, acuáticos, semiacuáticos, voladores, terrestres, semiarborícolas y arborícolas, aunque se pueden hacer otras clasificaciones.

Los hábitos de las especies se relacionan de manera directa con la especialización trófica -dieta-, la conducta reproductiva, la de forrajeo, la organización social, las características anatómicas y fisiológicas y el tamaño corporal. También están relacionados con el tipo de hábitat en el que las especies se distribuyen.

De esta manera, tomando en cuenta parámetros ecológicos importantes como son la conducta, la fisiología y el tamaño corporal, se puede analizar la diversidad de los taxa estudiando el tipo de hábito al que están adaptadas las especies (Eisenberg, 1981). Al proteger áreas con una alta diversidad de hábitos se estarán conservando distintos tipos de conductas reproductivas y de forrajeo, así como diversas formas de organización social y, de manera indirecta, hábitats heterogéneos.

Diversidad jerárquica

Este concepto se refiere al hecho de que la biodiversidad comprende múltiples niveles de organización biológica, que van desde el molecular hasta el de paisaje regional. Así, los tres atributos primarios que determinan y constituyen la biodiversidad de un área, esto es, la composición, estructura y función, presentan cada uno de ellos cuatro niveles básicos de organización: paisaje regional, ecosistema, población y genes.

Tomando en cuenta la diversidad jerárquica se puede obtener una caracterización de la diversidad que permita identificar los componentes más sobresalientes en cada uno de los distintos niveles de organización. Esto puede proveer un marco conceptual para la determinación de indicadores que representen varios aspectos de la biodiversidad y que permitan llevar a cabo un monitoreo ambiental, ya que la teoría jerárquica sugiere que los niveles más altos de organización incorporan y restringen el comportamiento de los niveles más bajos y que la biodiversidad puede monitorearse en múltiples niveles de organización y en múltiples escalas espaciales y temporales (Noss, 1990).

Un último valor conceptual de la jerarquización que puede ayudar a dar un valor a la biodiversidad es el entender la manera en que los efectos del estrés ambiental son expresados de diferentes formas en distintos niveles de organización biológica. Los efectos en un nivel pueden tener repercusión en otros niveles y, frecuentemente, en un sentido impredecible. Así, diferentes niveles de resolución son apropiados para nuevos estudios de biodiversidad (Noss, 1990), ya que la diversidad de un área se ve afectada por los procesos que ocurren en otras escalas.

Diversidad taxonómica

Este tipo de medida se centra en la distribución de la diversidad en distintas categorías taxonómicas. Pielou (1975) indica que en términos intuitivos, la diversidad debe ser mayor en una comunidad en donde las especies se encuentran distribuidas en varios géneros que en una en donde la mayoría se

encuentra dentro de uno solo. Esto debe ser aplicable al hablar de géneros dentro de familias, de familias dentro de clases, etcétera (Magurran, 1988).

El uso de diferentes niveles taxonómicos aplicados a índices de diversidad para diferentes taxa, podría ser una solución al problema de considerar a todas las especies como iguales (Cousins, 1991).

De esta manera, un área muy diversa sería aquella en donde existiese una alta riqueza de especies y que además, éstas estuviesen repartidas en varios géneros que, a su vez, se incluyeran dentro de varias familias y así sucesivamente, de tal manera que en el área se encontraran representados la mayoría de los taxa dentro del mayor número de categorías posibles.

Diversidad filogenética

Debido a que la biodiversidad actual es producto de la evolución de los grupos de organismos o taxa, es posible obtener un índice de diversidad tomando en cuenta las relaciones de parentesco entre las especies (May, 1990; Erwin, 1991; Vane-Wright *et al.*, 1991). Esta medida ayudaría mucho a la elección de las especies que deben ser protegidas. Un ejemplo de ello es proporcionado por Atkinson (1989): "Dados dos taxa amenazados, uno no emparentado con otras especies vivientes y el otro relacionado con especies comunes y de amplia distribución, suena razonable dar prioridad a la forma filogenéticamente más distinta".

La diversidad filogenética parte del hecho de que las especies no son unidades equivalentes y toma en cuenta las diferencias taxonómicas entre éstas. Los sistemáticos han ofrecido dos posibilidades para medir estas diferencias: las medidas de similaridad, dadas por distancias fenéticas o genéticas, y las medidas del número de miembros de un grupo, dadas por las relaciones cládicas que son interpretadas en términos ancestro-descendiente (May, 1990; Vane-Wright *et al.*, 1991).

Un sitio con una gran diversidad filogenética no tendría que coincidir forzosamente con un sitio de gran riqueza de especies. La magnitud de la diversidad filogenética estará dada por aquellas especies cuyas historias evolutivas son muy distintas y que se separaron más tempranamente del resto, por lo que el sitio que contenga a estas especies será prioritario en las acciones de conservación.

TAXONOMÍA Y FILOGENIA COMO MEDIDAS ALTERNATIVAS DE DIVERSIDAD

Diversidad taxonómica

Las prioridades en conservación pueden basarse no sólo en lo económico y ecológico, sino también en lo taxonómico, esto es, en el número de taxa superiores -número de géneros, de familias, de órdenes, etc.- que se encuentran en una región y en la distribución de las especies dentro de cada taxa en cada categoría taxonómica.

Riqueza taxonómica

El estudio de los patrones de distribución de la riqueza de taxa superiores proporciona una buena aproximación a los patrones de riqueza de especies (Sepkoski, 1992). Se ha observado que los patrones de distribución de la riqueza de los taxa superiores son similares a los observados en la distribución de la riqueza de especies, lo que constituye un indicio de que existe una relación entre el número de taxa superiores de una categoría particular y el número de especies en un área determinada (Gaston y Williams, 1993).

La riqueza de taxa superiores tiende a incrementarse al disminuir la latitud (Wilson III, 1974; Rabinovich y Rapoport, 1975; Taylor y Taylor, 1977) y al aumentar el área (Smith y Theberge, 1986; Mares, 1992), lo que permite explicar el fuerte paralelismo en cuanto a los patrones geográficos de la distribución de la riqueza de especies y de taxa superiores que ha sido reportado en numerosas ocasiones (Wilson III, 1974; Rabinovich y Rapoport, 1975; Taylor y Taylor, 1977).

La existencia de una relación entre la riqueza de especies y de taxa superiores proporciona argumentos a favor de la posibilidad de inventariar únicamente el número de taxa superiores en la búsqueda de áreas con gran riqueza específica (p.e. Salm, 1984). Sin embargo, existen algunas dificultades y limitantes en el uso de la riqueza de taxa superiores como indicadores de la estimación de la riqueza de especies:

Genealogía y estatus del taxón superior. Con frecuencia, la clasificación taxonómica establecida no refleja el patrón de las relaciones evolutivas entre las especies, lo que es necesario para estar seguros de que los taxa inferiores tienen relaciones entre sí y que, efectivamente, todos pertenecen al mismo taxón superior.

Elección de la categoría taxonómica del taxón superior. El valor predictivo de la relación entre la riqueza de especies y de taxa superiores declina conforme las unidades taxonómicas

aumentan de categoría. Así, existe un momento en que el número de taxa superiores en un área determinada no aumenta al incrementarse el número de especies, por lo que la categoría taxonómica más utilizada ha sido la familia.

Patrones "inusuales" de especiación. Como resultado de colonizaciones y radiaciones muy extensas, existen áreas donde el número de especies es demasiado alto en comparación con el número de taxa superiores presentes. Estos patrones de especiación representan un problema en la interpretación de la relación entre la riqueza de especies y de taxa superiores, aunque son muy raros y se han reportado para muy pocos lugares (Gaston y Williams, 1993).

Si las clasificaciones taxonómicas reflejaran las relaciones evolutivas entre las especies, los taxa superiores podrían ser considerados como grandes "trozos" representativos de la diversidad de los organismos, lo que daría validez al hecho de considerar sus patrones de riqueza en la elección de áreas prioritarias para conservación.

Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas

Este tipo de diversidad taxonómica intenta medir la distribución de la diversidad en distintas categorías taxonómicas. Como se ha indicado, la diversidad debe ser mayor en aquellos sitios donde las especies se encuentran distribuidas en varios géneros, familias y órdenes, que en aquellos donde la mayoría de las especies se encuentren en un solo género, en una familia o en un orden (Magurran, 1988).

Si las clasificaciones taxonómicas reflejan la historia natural de los taxa, entonces es válido utilizar las distintas categorías taxonómicas propuestas para cada taxón. La utilización de la distribución de las especies en las distintas categorías taxonómicas puede ser una aproximación a la resolución del problema de proporcionar valores iguales a las especies y a los niveles taxonómicos superiores. Otra ventaja de considerar la diversidad a distintos niveles taxonómicos es la información que se puede obtener con respecto al origen de los patrones de diversidad, los cuales pueden revelar el desarrollo histórico de las biotas (Schluter y Ricklefs, 1993).

Una forma de evaluar la diversidad taxonómica en términos de la distribución de las especies en las distintas categorías taxonómicas para un área dada, es el uso de un índice que evalúe en cuántos géneros, en cuántas familias y en cuántos órdenes se encuentran distribuidas las especies, y qué tan equitativa es dicha distribución.

El analizar este tipo de diversidad plantea el problema de establecer cuál categoría taxonómica debe tener prioridad en acciones de conservación. Si un sitio tiene muchas especies repartidas en pocos géneros y otro tiene pocas especies que representan a muchos géneros ¿qué sitio

se deberá proteger? Esta problemática se repite al hablar de especies dentro de familias y de especies dentro de órdenes. Por ello, hay que determinar la categoría taxonómica que tiene más peso en los planes de conservación, y así, con base en esto, dar prioridad a un área con muchas especies, o a una con muchos géneros, o a una con muchas familias, o a una con muchos órdenes.

Diversidad filogenética

El estudio de la diversidad filogenética plantea la necesidad de establecer prioridades en conservación, tomando en cuenta qué tan únicas o distintas son las especies entre sí de acuerdo a la clasificación biológica, y considerando las diferencias entre los distintos taxa, ya que la diversidad biológica es producto del proceso evolutivo de los mismos.

Dejando de lado los problemas teóricos y prácticos que siguen afectando al concepto de especie y su aplicación, es posible preguntarse si en la elaboración de propuestas de conservación es apropiado considerar a todas las especies como iguales en términos de la información filogenética que contienen. Se le debería dar prioridad en conservación a aquellas especies que divergieron antes en la historia evolutiva del grupo y que, por lo tanto, son más distintas y se encuentran a una distancia filogenética mayor del resto de las especies.

Los sistemáticos ofrecen dos posibilidades para medir las diferencias taxonómicas entre los taxa o grupos de organismos: 1) medidas de similitud -fenética o distancias genéticas- y 2) "miembros de un grupo" -relaciones cladistas, interpretadas en términos de ancestría.

Cladismo

El cladismo, una de las tres escuelas taxonómicas más importantes hoy día, intenta reconstruir las relaciones genealógicas o de ancestría común de los organismos, tomando en cuenta los puntos de ramificación de los linajes, esto es, la cladogénesis. Su fin es lograr una clasificación que refleje las novedades en la historia evolutiva. Los criterios en los que se basa son la identificación de los taxa exclusivamente por medio de las sinapomorfias, es decir, los caracteres derivados compartidos que indican la presencia de un ancestro común, ignorando los caracteres ancestrales o plesiomórficos. Para esta escuela todos los taxa deben ser monofiléticos, esto es, que incluyan a todos los descendientes de una especie ancestral, y todos los grupos hermanos deben pertenecer al mismo rango o categoría taxonómica -especie, género, familia, etc.

El análisis cladista consiste en la división de caracteres ancestrales y derivados. El reconocimiento de los taxa y su categoría se infiere del patrón de ramificación, que es representado con un diagrama llamado *cladograma*. Las ramificaciones deben ser dicotómicas y cada punto de

ramificación dentro del cladograma representa un evento de especiación que dará como resultado dos nuevos taxa (Mayr y Ashlock, 1969).

Una de las cualidades del análisis cladista es que no es necesario contar con el registro fósil ya que sólo se usan los caracteres taxonómicos -morfológicos, fisiológicos, moleculares, ecológicos o geográficos- de los taxa. A diferencia de los árboles filogenéticos, los cladogramas no especifican ancestría y descendencia, y para su construcción no se requieren suposiciones evolutivas. Los cladogramas son jerárquicos en su estructura, y en ellos, son las similitudes y no las diferencias las que definen los grupos y los niveles jerárquicos.

Información evolutiva contenida en los cladogramas

El concepto de evolución implica un cambio o modificación en las propiedades intrínsecas de los organismos de un estado original a un estado derivado. Debido a que los cladogramas se consideran representaciones de los caracteres taxonómicos y en particular de los caracteres derivados, estos diagramas reflejan la filogenia de un grupo en cuanto a novedades evolutivas.

Desde Darwin hasta nuestros días, la evolución de la vida ha sido vista como un proceso de ramificación y diversificación. Este proceso ha originado un patrón jerárquico, es decir, una secuencia de grupos de organismos contenidos en otros grupos. Durante el proceso evolutivo los organismos que han evolucionado se caracterizan por presentar "novedades" que, más tarde, retienen sus descendientes, lo que da como resultado grupos de organismos que presentan novedades evolutivas, que a su vez están contenidos en otros grupos de organismos que presentan otras novedades evolutivas. Es aquí donde los cladogramas ofrecen hipótesis acerca de las relaciones de ascendencia y descendencia de los organismos, las cuales sirven para definir grupos desde el punto de vista de los procesos evolutivos. La estructura jerárquica de los cladogramas se puede observar en términos de grupos -taxa superiores- y subgrupos -taxa inferiores- que denotan niveles de generalización y especifican diferentes niveles jerárquicos (Eldredge y Cracraft, 1980).

Debido a que el razonamiento cladista delimita grupos basados en ancestría común, éstos constituyen un reflejo del orden en la naturaleza, por lo que las clasificaciones derivadas de este método pueden ser utilizadas en investigaciones biogeográficas, de coevolución, evolución molecular, tasas de evolución, ecología, etc. (Wiley *et al.*, 1991).

Importancia de la información filogenética

Las especies son, por definición, diferentes unas de otras. Este hecho favorece la creación de índices que establecen categorías, en lugar de aquellos que son aditivos, esto es, una suma de especies (Cousins, 1991). En la medida que la diversidad biológica actual es resultado del proceso evolutivo, una forma de medirla podría ser analizando las relaciones genealógicas de los taxa.

Una dificultad de trabajar con la diversidad biológica en la práctica es que las unidades de diversidad -generalmente especies- son difíciles de identificar y su distribución geográfica es difícil de estimar. Otra dificultad es que la falta de recursos impone dificultades prácticas para la conservación de estas unidades de diversidad. En respuesta a esto, otras unidades biológicas, como son los caracteres taxonómicos, han sido identificadas para poder ser usadas en planes de conservación.

Las dificultades para proteger de igual manera a todas las especies impone la necesidad de asignar prioridades que puedan ser usadas para determinar las especies que requieren especial atención o los subgrupos de especies que deben ser incluidos en un sistema de reservas.

Dichas prioridades pueden ser determinadas por medio de la contribución del valor relativo que poseen las distintas especies, el cual se determina por lo distintas y únicas que son las especies entre sí. "...Se puede esperar que las especies que son taxonómicamente distintas contribuyan más a la diversidad de cualquier grupo de especies". Como unidades básicas de la diversidad biológica, las especies pueden ser remplazadas por sus rasgos o caracteres distintivos, de manera que las especies taxonómicamente distintas representarán mejor la diversidad de un grupo dado, al contribuir con caracteres diferentes (Faith, 1992). Las especies que tengan un porcentaje mayor de caracteres únicos serán las que tengan prioridades en cualquier acción de conservación (Crozier, 1992).

El método que se propone para obtener una medida más sensible a la "categoría taxonómica" y al "número de especies", se basa en la cantidad de información contenida en las clasificaciones jerárquicas. Vane-Wright *et al.* (1991) propusieron que este tipo de diversidad puede ser indicado por las relaciones cladistas o filogenéticas y crearon métodos cuantitativos para asignar valores de peso a las diferentes especies, con base en medidas de distinción taxonómica.

La diversidad filogenética, que en términos generales podría definirse como la distancia evolutiva que existe entre los taxa presentes en un sitio, se puede observar en cualquier grupo de taxa y no sólo a nivel de especies. En la medida que la información cladista refleja la relación de parentesco en distintos niveles jerárquicos, se puede medir la diversidad filogenética de cualquier taxa en cualquier categoría -especie, género, familia, orden, etc. (Faith, 1992). Una importante propiedad de la diversidad filogenética es que usa a los cladogramas como sistemas predictivos, sin

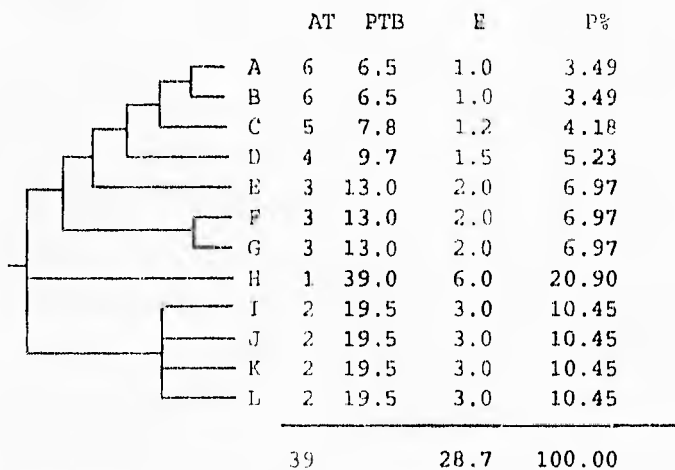
necesidad de examinar los datos sobre caracteres que fueron utilizados para su elaboración y que ahora pueden ser inasequibles (Faith, 1992).

El uso de la información filogenética es efectivo como respuesta a los casos en que los recursos limitados obligan a establecer prioridades en la conservación de diferentes especies o de otras unidades taxonómicas. La cuantificación de este tipo de diversidad hace énfasis en la preservación de la mayor variación jerárquica posible, sin importar las unidades taxonómicas que estén involucradas (Faith, 1992). Sin embargo, como discutieron Micevich y Platnick (1989), la aplicación de este tipo de medidas tiene como resultado que el total de información contenida en la clasificación jerárquica varíe con la topología del cladograma, aun cuando se trate del mismo número de taxa terminales (Vane-Wright *et al.*, 1991).

Índices de diversidad filogenética

Diversidad táxica

Vane-Wright *et al.* (1991) propusieron un índice que usa la información contenida en las relaciones cladistas para obtener una medida de diversidad táxica. Este índice es sensible al rango taxonómico de los taxa involucrados. Un ejemplo de ello es el cladograma hecho para los murciélagos nectarívoros de México, que tiene 12 taxa terminales:



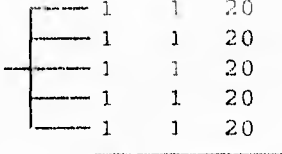
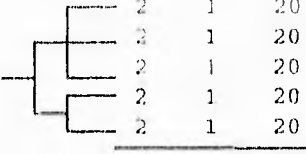
A = <i>Musonycteris harrisoni</i>	G = <i>Leptonycteris curasoea</i>
B = <i>Choeronycteris mexicana</i>	H = <i>Lichonycteris obscura</i>
C = <i>Hylonycteris underwoodi</i>	I = <i>Glossophaga leachii</i>
D = <i>Chaeroniscus godmani</i>	J = <i>Glossophaga morenoi</i>
E = <i>Anoura geoffroyi</i>	K = <i>Glossophaga commissarisi</i>
F = <i>Leptonycteris nivalis</i>	L = <i>Glossophaga soricina</i>

Con este conjunto de murciélagos es posible hacer seis agrupaciones taxonómicas (AT) para A (AB, ABC, ABCD, ABCDE, ABCDEFG y ABCDEFGHIJKL), las mismas para B, cinco para C (ABC, ABCD, ABCDE, ABCDEFG y ABCDEFGHIJKL), cuatro para D (ABCD, ABCDE, ABCDEFG y ABCDEFGHIJKL), tres para E (ABCDE, ABCDEFG y ABCDEFGHIJKL), tres para F y G (ABCDEFG, FG y ABCDEFGHIJKL), una para H (ABCDEFGHIJKL) y dos para I, J, K y L (ABCDEFG y ABCDEFGHIJKL), lo que da un total de 39 agrupaciones taxonómicas (6+6+5+4+3+3+3+1+2+2+2+2). Estas operaciones se realizan simplemente contando el número de nodos o puntos de ramificación para cada taxa. Los valores 6, 6, 5, 4, 3, 3, 3, 1, 2, 2, 2 y 2 dan a los taxa basales pesos taxonómicos muy bajos y muy altos a los que más ramificaciones tienen, que es lo opuesto a lo deseado según Atkins (1989). Para evitar este problema, se divide el total de las agrupaciones taxonómicas entre el valor de cada taxa (para A, 39/6 y así sucesivamente). Estos cocientes (6.5, 6.5, 7.8, 9.75, 13, 13, 13, 39, 19.5, 19.5, 19.5 y 19.5) se consideran como los pesos taxonómicos básicos (PTB). Para facilitar los cálculos es conveniente estandarizar estos valores, dividiéndolos entre el más bajo (E), lo que da al taxón de menor categoría el valor de uno. En términos de diversidad tóxica, se puede expresar la contribución de cada taxa al total de información filogenética contenida en el cladograma, como un porcentaje (P%).

Así es como los valores terminales o pesos taxonómicos son obtenidos directamente de la información contenida en la clasificación jerárquica del cladograma. El índice es inversamente proporcional al número de nodos para cada taxa, por lo que también se considera como un índice de distinción taxonómica. La equivalencia taxonómica da como resultado los mismos valores, mientras que la desigualdad taxonómica da valores distintos para cada taxa, por lo que no todas las especies son consideradas iguales.

Al aplicar este método se dan los valores más altos a aquellas especies que divergieron relativamente cerca de la raíz del cladograma. Esto favorece la conservación de las especies "vestigiales" que divergieron tempranamente, con pocas o ninguna especie descendiente sobreviviente. Por lo tanto, mide también la diversidad de taxa supraespecíficos.

Los valores obtenidos por medio de esta metodología dependen de la topología del cladograma. Así, por ejemplo, considerando dos clados de cinco taxa, pero de topologías distintas, tenemos:

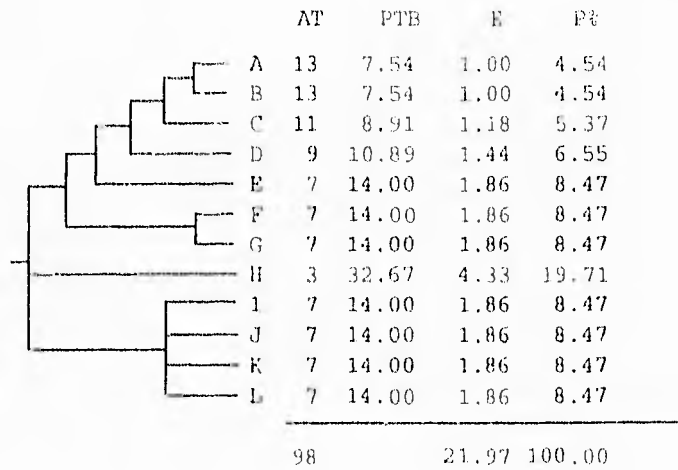
1)	AT	E	P%	2)	AT	E	P%
	1	1	20		2	1	20
	1	1	20		2	1	20
	1	1	20		2	1	20
	1	1	20		2	1	20
	1	1	20		2	1	20
	5	5	100		10	5	100

Como se puede observar, el segundo contiene el doble de información que el primero en cuanto a agrupaciones taxonómicas. Sin embargo, los pesos taxonómicos y los porcentajes son exactamente los mismos debido a que los grupos hermanos tienen los mismos valores. Fue para resolver este problema que May (1990) propuso una modificación a esta metodología.

Modificación a la diversidad táxica

May (1990) detectó el problema de la obtención de pesos taxonómicos iguales para grupos hermanos en una jerarquía cladística, analizando la problemática de las tuátaras (*Sphenodon*), género del que sólo quedan dos especies, las cuales son, además, las últimas sobrevivientes del orden Rhynchocephala. Si consideramos a las tuátaras como grupo hermano de todos los demás reptiles, el peso taxonómico de las dos especies vivientes de tuátara sería equivalente a la suma del peso taxonómico de las 6 000 especies existentes de reptiles. El problema aquí es saber si, desde el punto de vista de la biología de la conservación, debe considerarse a las tuátaras igual que a cualquier otro reptil.

Este índice propone el conteo del número de linajes que surge de cada nodo en vez del simple conteo de nodos, lo que da como resultado valores diferentes a los grupos hermanos. Así, para el mismo cladograma de murciélagos nectarívoros tenemos que el primer valor obtenido (la agrupación taxonómica de Vane-Wright *et al.*, 1991) es la suma de las ramificaciones de todos los nodos del cladograma para cada taxa. El resto de la metodología es igual a la propuesta por Vane-Wright *et al.* (1991), salvo que aquí el índice es inversamente proporcional al conteo de ramificaciones o linajes que surgen en cada nodo.



Los valores obtenidos con este índice y el de Vane-Wright *et al.* (1991) son iguales en los cladogramas completamente resueltos, pero se vuelven significativamente diferentes cuando el cladograma se encuentra parcialmente resuelto, esto es, cuando algunas ramificaciones son binarias mientras que otras son múltiples.

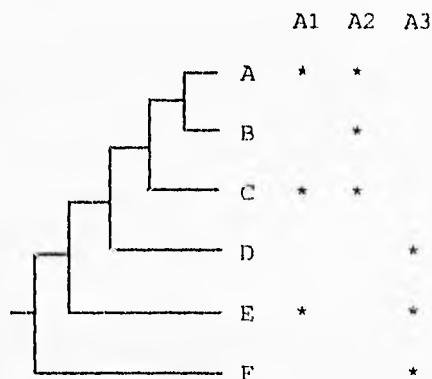
Divergencia genealógica y dispersión taxonómica

Este índice considera que los patrones más importantes para diferenciar las especies son aquellos que se basan en las relaciones genealógicas, por lo que también utiliza la información contenida en los cladogramas, y se basa en dos criterios de diversidad: divergencia genealógica o riqueza de taxa supraespecíficos y dispersión taxonómica.

Williams *et al.* (1991) plantean la necesidad de buscar otra forma de medir la riqueza de taxa supraespecíficos ya que si sólo se utiliza el peso taxonómico propuesto por Vane-Wright *et al.* (1991) y el modificado por May (1990), los pares de especies terminales en el cladograma tienen el mismo valor, por lo que en un sistema de reservas se tendría que escoger al grupo de especies con los valores más altos aun cuando ellas estén íntimamente relacionadas evolutivamente. Esto constituye un problema desde el punto de vista de la diversidad filogenética, ya que del grupo de especies más relacionadas evolutivamente y con los mismos valores, se tendría que escoger sólo un representante -en el ejemplo de los murciélagos nectarívoros, *Lichonycteris obscura* tendría la prioridad, y después se tendría que escoger una sola especie de *Glossophaga*, aun cuando las cuatro tengan el segundo valor más alto.

Este índice propone varias medidas de **divergencia genealógica** entre pares de especies terminales, todas ellas obtenidas al contar el número de nodos compartidos y no compartidos. Estas medidas buscan las especies que divergieron más cerca de la raíz del cladograma, a las que divergieron más lejos una de otra como taxa terminales y a las que divergieron más lejos una de otra y que además, se encuentran más cerca de la raíz del cladograma.

La dispersión taxonómica se refiere a la distribución de las especies en un área determinada, dentro del cladograma. En el ejemplo que a continuación se muestra, el área 1 muestra una mayor dispersión que las áreas 2 y 3, ya que representa un rango más amplio de las relaciones dentro del cladograma. La dispersión taxonómica se mide usando la divergencia genealógica entre las especies y la equidad se mide por medio de las divergencias.

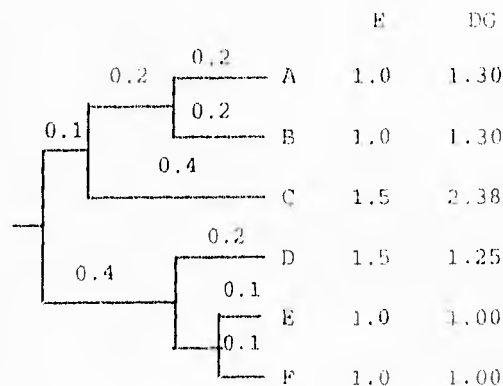


Diversidad genética

Crozier (1992) propone la distancia genética como un criterio para dar prioridad a ciertas especies, pues el peso taxonómico, como también lo discutieron Williams *et al.* (1991), puede dar a las especies cercanamente relacionadas, valores más altos que a aquellas cuya distancia genética es mayor, ya que no toma en cuenta los periodos de separación evolutiva.

Para aplicar esta metodología es necesario contar con los datos genéticos, de manera que la longitud de las ramas, vista en términos de distancia genética, pueda ser utilizada directamente como una medida, ya que tiene una fuerte relación con los tiempos de divergencia de los grupos en cuestión.

En el ejemplo que sigue, se puede ver cómo el método de Vane-Wright *et al.* (1991) confiere a los taxa C y D valores taxonómicos iguales, mientras que utilizando las distancias genéticas, C tendría prioridad sobre D.



E = Peso taxonómico básico estandarizado (Vane-Wright *et al.*, 1991)

DG = Distancia genética (Crozier, 1992)

Diversidad de caracteres únicos en los taxa

Este índice (Faith, 1992) se basa en los niveles taxonómicos de la clasificación jerárquica que representan los cladogramas y toma en cuenta la diversidad de caracteres únicos, es decir, el número de caracteres distintos representados por un grupo de especies.

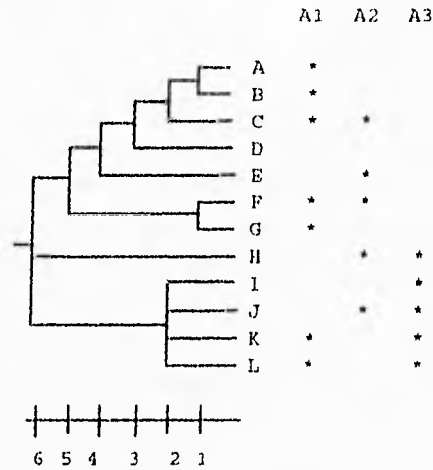
En este caso, los cladogramas sirven como sistemas predictivos de la diversidad de caracteres únicos, sin necesidad de examinarlos directamente. En términos cladistas, cada carácter único define a los grupos monofiléticos y las ramas del cladograma llevan implícitos los cambios de estado de los caracteres. El número de cambios en los caracteres a lo largo de las ramas del cladograma, es toda la información necesaria para predecir la diversidad filogenética en términos de caracteres únicos.

Si se considera una rama como un segmento del cladograma comprendido entre dos nodos y con ningún nodo a lo largo de ella, la "trayectoria mínima trazada" para un subgrupo de taxa s consiste en el menor conjunto de ramas del cladograma que incluyen al subgrupo. Es decir, para dos miembros cualesquiera de s , la trayectoria con la menor longitud de las ramas a lo largo del cladograma que conecta a ambos, puede ser encontrada usando solamente el conjunto de ramas que contiene a s .

La diversidad filogenética de s es igual a la suma de la longitud de todas las ramas incluidas en la "mínima trayectoria trazada". De esta manera, la información requerida para calcular la diversidad filogenética, dado un cladograma, se obtiene de las distancias entre los taxa. La distancia entre dos taxa es la suma de las longitudes de las ramas de la trayectoria trazada entre ellas.

Cuando la información de la longitud de las ramas -distancia genética- se ignora, se puede asignar valores unitarios de longitud a las ramas, en cuyo caso, la diversidad filogenética depende únicamente del patrón de ramificación del cladograma. Esto se hace asumiendo tasas iguales de evolución de caracteres en todas las líneas de descendientes. Así, la diversidad de caracteres únicos para cualquier subgrupo de taxa se reduce a una simple función del número de nodos diferentes en el cladograma que se encuentran en la "trayectoria mínima trazada".

Este método se puede ilustrar también utilizando la filogenia de los murciélagos nectarívoros de México:



Los números representan los valores unitarios de la longitud de las ramas y los puntos las especies presentes en tres áreas hipotéticas (A1, A2 y A3). En este ejemplo se pueden comparar los valores obtenidos para cada área por medio de tres medidas de diversidad: riqueza de especies, diversidad de caracteres únicos (Faith, 1992) y diversidad táxica (Vane-Wright *et al.*, 1991):

	A1	A2	A3
número de especies	7	5	5
diversidad de caracteres únicos	23	27	21
porcentaje de diversidad táxica	46	49.47	62.7

Elección del índice de diversidad

Los distintos índices de diversidad miden diferentes aspectos de la diversidad filogenética de los organismos. Aunque todos utilizan los cladogramas como sistemas predictivos, cada uno de ellos usa sólo algunos componentes informativos de dichos diagramas.

El tipo de índice que se deberá usar para medir la diversidad filogenética de un taxa dependerá del tipo de información que se pueda obtener del cladograma y del aspecto filogenético que se desee medir. Así por ejemplo, para medir la diversidad genética de un grupo se necesitarán cladogramas obtenidos por distancias genéticas, y para medir la diversidad de caracteres únicos se requerirán cladogramas elaborados con base en los mismos caracteres para todos los taxa.

Los resultados obtenidos por medio de los distintos índices de diversidad filogenética son diferentes, aun cuando se trate del mismo cladograma. Esto indica la necesidad de crear una medida única que considere la mayoría de los aspectos relacionados con la diversidad filogenética de los organismos.

OBJETIVOS

Objetivo general

Identificar las áreas de mayor diversidad taxonómica y filogenética de mamíferos terrestres y voladores continentales en la República Mexicana.

Objetivos particulares

- ♣ Evaluar, mediante un índice, la diversidad taxonómica de los mamíferos terrestres y voladores en cuadrantes de 0.5° latitud x 0.5° longitud en la República Mexicana.

- ♣ Construir la filogenia de los mamíferos terrestres y voladores de México, con base en la literatura existente.

- ♣ Evaluar la diversidad filogenética de los mamíferos terrestres y voladores en cuadrantes de 0.5° latitud x 0.5° longitud en la República Mexicana, de acuerdo con las metodologías de Vane-Wright *et al.* (1991) y May (1990).

- ♣ Comparar los resultados obtenidos con las áreas más ricas en cuanto a número de especies y con las catalogadas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

MÉTODOS

Creación de una base de datos

Elaboración de una lista actualizada de las especies de mamíferos que hay en México

Se llevó a cabo una revisión bibliográfica de las especies de mamíferos presentes en la República Mexicana. A partir de un primer listado, se realizó una revisión de los cambios taxonómicos ocurridos en cada una de ellas, desde 1981 hasta 1993 (Anexo 1), a fin de obtener una lista final actualizada (Arita y Ceballos, en prensa).

Elaboración de mapas de distribución

Se elaboraron mapas de distribución histórica para cada una de las especies de mamíferos terrestres y voladores continentales con base en Hall (1981). Esta información fue modificada tras una revisión bibliográfica de artículos y libros sobre la distribución de estas especies, publicados entre 1981 y 1993 (Anexo 1). Se obtuvo un total de 426 mapas de distribución -uno por especie-, ya que no se incluyeron a los mamíferos marinos ni a los insulares.

Elaboración de la base de datos

Para elaborar la base de datos se utilizó el programa de computación FoxPro 2.5a para Windows.

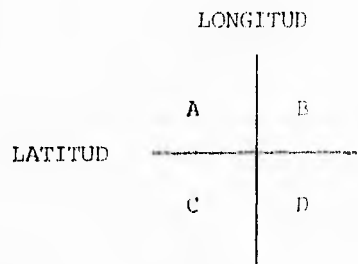
Para la base de datos de **distribución** de las especies se dividió la República Mexicana en cuadrantes de 0.5° de latitud x 0.5° de longitud. Se numeró cada uno de los cuadrantes longitudinalmente y se identificaron mediante letras latitudinalmente, de manera que cada uno de los cuadrantes se pudo identificar por medio de una coordenada compuesta por un número y una letra. A esta división se sobrepusieron los mapas de distribución de cada una de las especies, registrando así las especies que existen en cada cuadrante de la República Mexicana.

Cada especie se identificó mediante una clave que consiste en las dos primeras letras del orden, las dos primeras letras de la familia, las tres primeras letras del género y las tres primeras letras de la especie. Por ejemplo, para el armadillo (orden Xenarthra, familia Dasypodidae, género *Dasytus*, especie *novemcinctus*), la clave de la especie es XEDADASNOV

La estructura de esta base de datos es la siguiente:

CLAVE TAX	LAT	LONG	CUADRO	COORD
-----------	-----	------	--------	-------

en donde CLAVE_TAX es la clave de identificación de cada taxón, LAT es la latitud del punto base sobre el que se define el cuadro, LONG es la longitud del punto base sobre el que se define el cuadro, CUADRO es la letra que define el cuadro en el cuadrante definido por la latitud y longitud y COORD es la clave del cuadro en el sistema de coordenadas.



También se construyó una base de datos de taxonomía, que incluye los siguientes campos:

CLAVE_TAX	ORDEN	FAMILIA	SUBFAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
-----------	-------	---------	------------	--------	---------

en donde CLAVE_TAX es la clave de cada taxón, ORDEN el nombre del orden, FAMILIA el nombre de la familia, SUBFAMILIA el nombre de la subfamilia, GÉNERO el nombre genérico y ESPECIE el nombre específico del binomio.

Ambas bases de datos se relacionan por medio del campo CLAVE_TAX.

Debido a que, por la acción de procesos de distinta índole, los patrones de distribución de la riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores son distintos (Wilson III, 1974; McCoy y Connor, 1980; Arita, 1993), los análisis se llevaron a cabo para ambos grupos en conjunto y por separado, para probar si los patrones geográficos de la diversidad taxonómica y filogenética también difieren entre los dos grupos. De ser así, los esfuerzos necesarios para la conservación de la diversidad tanto de los mamíferos terrestres como de los voladores tendrían que centrarse en la protección de áreas distintas. Por el contrario, si existiese una fuerte relación entre los patrones de distribución de la diversidad de los mamíferos terrestres y voladores, y las áreas más diversas coincidieran para ambos grupos, la conservación de la diversidad taxonómica y la diversidad filogenética de ambos grupos dependería de la protección de las mismas zonas.

Para elaborar políticas de conservación, resulta de vital importancia saber si la diversidad taxonómica y filogenética dependen del número de especies presentes en un sitio dado, ya que, de ser así, la protección de áreas con gran riqueza específica representaría, automáticamente, a aquellas con gran diversidad taxonómica y filogenética.

Riqueza

Obtención de los valores de riqueza

Con las bases de datos de taxonomía y distribución se obtuvieron para cada cuadrante, el número de especies (riqueza de especies), de géneros (riqueza de géneros), de familias (riqueza de familias) y de órdenes (riqueza de órdenes).

Identificación de las áreas con mayor riqueza

Se mapeó el 10% de los valores de riqueza más altos para cada caso, obteniendo así 12 mapas que muestran el 10% de las áreas más ricas del país.

Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas

Obtención de valores de riqueza taxonómica por cuadrante

Utilizando las bases de datos de taxonomía y distribución se obtuvieron tres tablas cruzadas. En la primera se obtuvo el número de especies que se encuentra en cada género para cada cuadrante:

	género A	género B
COORD	número de especies	número de especies

En la segunda, el número de especies que se encuentra en cada familia para cada cuadrante:

	familia A	familia B
COORD	número de especies	número de especies

En la tercera, el número de especies que se encuentra en cada orden para cada cuadrante:

	orden A	orden B
COORD	número de especies	número de especies

Obtención de los valores de la distribución de las especies en las distintas categorías taxonómicas

Para calcular el índice de diversidad taxonómica se utilizó como base el índice de Shannon:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \log_{10} p_i$$

donde H' es el índice de diversidad, n es el número de categorías taxonómicas (géneros, familias u órdenes) y p_i es la proporción de especies en la categoría i taxonómica. El índice de diversidad taxonómica brinda tres resultados distintos; uno para cada jerarquía taxonómica.

De esta manera, utilizando las tablas cruzadas y el índice de Shannon se obtuvieron los valores de diversidad taxonómica (H') para cada cuadrante de la República Mexicana. Este índice considera el número de especies en cada categoría taxonómica (número de especies por género, número de especies por familia y número de especies por orden) y lo equitativamente que se encuentran distribuidas

Identificación de las áreas con mayor diversidad taxonómica

Se mapeó el 10% de los valores de diversidad taxonómica más altos. De esta manera se obtuvieron ocho mapas que muestran las áreas de mayor diversidad taxonómica de la República Mexicana. No se consideró el número de especies por orden para mamíferos voladores, ya que se trata solamente de uno.

Diversidad filogenética

Construcción de la filogenia

Para la obtención de cladogramas de los mamíferos terrestres y voladores de México se realizó una revisión exhaustiva de la literatura mastozoológica, en la que se consultaron 94 publicaciones que van de 1972 a 1994, y se obtuvieron 155 cladogramas realizados con base en distintos parámetros - morfológicos, moleculares, taxonómicos, bioquímicos, paleontológicos, ecológicos, etc.-, para distintos grupos y jerarquías taxonómicas. Una vez recabados los cladogramas, se escogieron los mejor resueltos y se llevó a cabo la reconstrucción de la filogenia para todos los mamíferos. La reconstrucción se empezó a partir de los niveles jerárquicos más altos (órdenes), hasta llegar al nivel de especie (Anexo 2). La literatura utilizada para la construcción de la filogenia se muestra en los Anexos 3 y 4.

Las siete especies del género *Rhogeessa* (Chiroptera) no se incluyeron en el cladograma ya que no se encontraron en la literatura revisada.

Obtención de valores filogenéticos

Teniendo la filogenia completa para todas las especies de mamíferos terrestres y voladores continentales, se aplicaron las metodologías de Vane-Wright *et al.* (1991) y May (1990) para asignar porcentajes de información filogenética a cada especie. Esto se hizo para las especies terrestres y voladoras juntas (tomando en cuenta la filogenia completa) y por separado (tomando en cuenta, por un lado, sólo la filogenia para murciélagos, y por otro, sólo para los mamíferos terrestres). Con esta información se construyeron tres bases de datos de **filogenia**, una para todas las especies de mamíferos (Anexo 5), otra para las de mamíferos voladores (Anexo 6) y una más para las de mamíferos terrestres (Anexo 7). La estructura de estas bases de datos es la siguiente:

CLAVE_TAX	P% VANE-WRIGHT <i>ET AL.</i>	P% MAY
-----------	------------------------------	--------

en donde CLAVE_TAX es la clave de cada taxón, P% VANE-WRIGHT *ET AL.* son los porcentajes de información filogenética de cada especie obtenidos por el método de Vane-Wright *et al.*, 1991, y P% MAY los porcentajes de información filogenética de cada especie obtenidos por el método de May, 1990.

Identificación de las áreas con mayor diversidad filogenética

Utilizando la información contenida en las bases de datos de **distribución, filogenia y taxonomía**, y relacionándola por medio del campo CLAVE_TAX, se sumaron los porcentajes de información filogenética de las especies presentes en cada cuadrante, obteniendo así un valor porcentual de información filogenética para cada cuadrante de la República Mexicana. Después se mapeó el 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética, obteniendo un total de seis mapas que muestran las áreas filogenéticamente más diversas.

Elaboración de un mapa consenso

Con el fin de reunir la información contenida en cada uno de los mapas resultantes de cada análisis de diversidad, se construyó un mapa "consenso" de diversidad. De los 25 mapas que muestran la distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza taxonómica, diversidad

taxonómica y diversidad filogenética, se escogieron 12, que son los que muestran áreas más distintas y cuya información no está demasiado correlacionada.

A cada uno de los 287 cuadrantes en que fue dividida la República Mexicana se le asignó un valor de 0 a 12, con base en el número de veces que aparece en los 12 mapas seleccionados, para así obtener áreas con distintos rangos de diversidad.

De esta manera se elaboró el mapa consenso que muestra un resumen general de las áreas con mayor diversidad taxonómica y filogenética de los mamíferos terrestres y voladores continentales en México.

Análisis de los datos

Se realizaron gráficas de distribución de frecuencias para cada una de las variables y se llevaron a cabo correlaciones de Pearson. Se identificaron las áreas prioritarias y se compararon con las encontradas para la riqueza de especies y con las áreas propuestas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

DIVERSIDAD TAXONÓMICA

Riqueza taxonómica

Riqueza de especies

La frecuencia de la riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores en la República Mexicana sigue una distribución en forma de campana (fig. 1), ya que la mayoría de los cuadrantes contiene un promedio de 76 especies, y son pocos los cuadrantes con pocas y con muchas especies.

Los mamíferos terrestres también tienen una distribución de frecuencias en forma de campana (fig. 2), ya que la mayoría de los cuadrantes contiene un promedio de 49 especies. Sin embargo, la distribución de frecuencias de los mamíferos voladores (fig. 3) es distinta, ya que existen muchos cuadrantes con pocas especies y muy pocos con muchas.

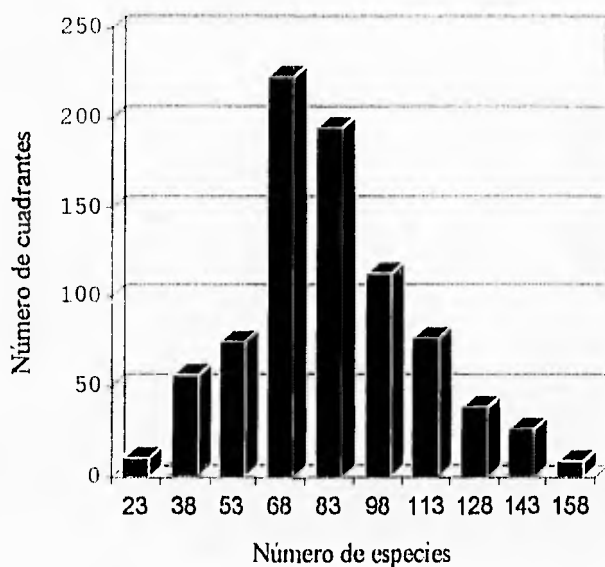


Figura 1. Distribución de frecuencias de la riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores continentales en México.

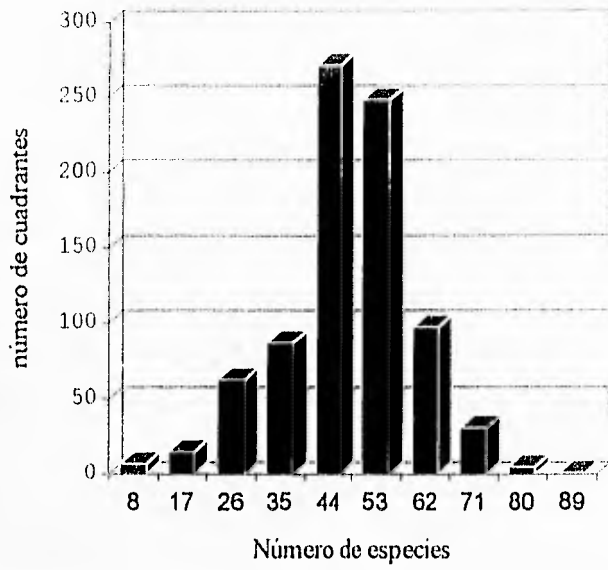


Figura 2. Distribución de frecuencias de la riqueza de especies de mamíferos terrestres continentales en México.

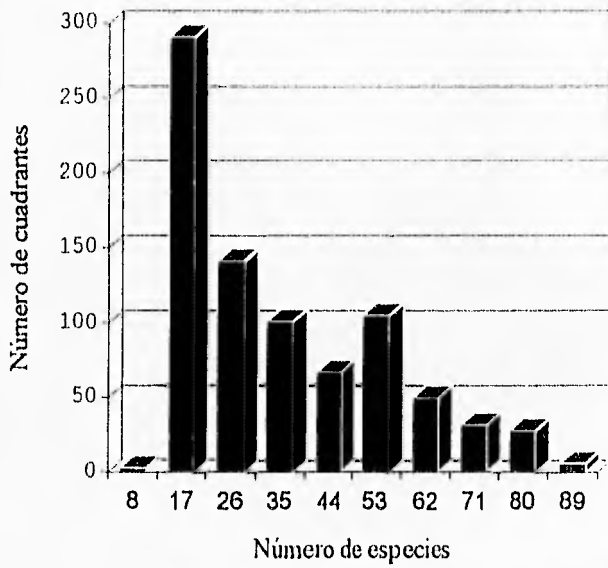


Figura 3. Distribución de frecuencias de la riqueza de especies de mamíferos voladores continentales en México.

Las áreas con mayor riqueza de especies para mamíferos terrestres, voladores y para ambos grupos en conjunto, son consistentes con análisis previos (Ceballos y Navarro, 1991; Pagel *et al.*, 1991; Arita, 1993; Fa y Morales, 1993).

La riqueza de especies de los mamíferos voladores es mayor en las zonas tropicales. Esto se puede explicar debido a que los murciélagos tienen una gran afinidad a las condiciones de temperatura y humedad presentes en los trópicos (Fleming, 1973; McCoy y Comor, 1980; Arita, 1993). La riqueza de especies de los mamíferos terrestres no presenta un patrón latitudinal, ya que la heterogeneidad espacial y la diversidad de hábitats son los principales factores que contribuyen a la generación de la riqueza de especies de estos organismos (Arita, 1993). Otra posible explicación es que los mamíferos neárticos y neotropicales terrestres presentan patrones de distribución distintos; los órdenes Insectivora, Rodentia, Carnívora y Artiodactyla, que son netamente neárticos, tienden a aumentar en número de especies hacia el norte del país, mientras que los órdenes Didelphimorphia, Xenarthra y Primates, al ser neotropicales, aumentan hacia el ecuador (Fa y Morales, 1993).

Las áreas con mayor riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores en conjunto (mapa 1) se encuentran en el sureste del país, en parte de la vertiente del Pacífico, y en la región centro-oriente de la República, abarcando el suroeste de Tamaulipas. Estas áreas son prácticamente las mismas que las encontradas únicamente para los murciélagos (mapa 2), con excepción de Tamaulipas, mientras que para los mamíferos terrestres (mapa 3) las áreas más importantes en cuanto a riqueza de especies son los estados de Chiapas y Oaxaca, la Sierra Madre Oriental hasta Coahuila, Colima y el noreste de Sonora y noroeste de Chihuahua. Así, se puede decir que las áreas prioritarias para los mamíferos terrestres, voladores y para ambos grupos en conjunto, se encuentran en el Istmo de Tehuantepec.



Mapa 1. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores continentales en México (119 a 158 especies).



Mapa 2. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de especies de mamíferos voladores continentales en México (62 a 88 especies).



Mapa 3. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de especies de mamíferos terrestres continentales en México (62 a 86 especies).

Las áreas más ricas en especies para todos los mamíferos se encuentran fuertemente influenciadas por el patrón de distribución de los murciélagos, lo que puede explicarse por el hecho de que los quirópteros son más abundantes en los trópicos y representan 30.3% del total de las especies de mamíferos de México.

Existe una alta correlación entre el número de especies de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y el número de especies voladoras ($r=0.90$, $p<0.001$, $n=824$). Así, el patrón geográfico de riqueza que presentan todas las especies de mamíferos se puede explicar en 81% por el patrón que presentan los quirópteros. En el caso de los mamíferos terrestres la correlación también es alta ($r=0.714$, $p<0.001$, $n=824$), y ésta explica en 51% la riqueza geográfica que presenta el total de las especies. Entre los mamíferos voladores y los mamíferos terrestres existe una correlación muy baja ($r=0.356$, $p<0.001$, $n=824$), de tal manera que la riqueza observada para las especies terrestres no explica la que se observa para las voladoras.

Riqueza de géneros

La riqueza de géneros de los mamíferos terrestres y voladores en conjunto presenta una distribución en forma de campana (fig. 4), pues la mayoría de los cuadrantes contiene un promedio de 47 géneros. Para los mamíferos terrestres, la gráfica de distribución de frecuencias se encuentra un poco sesgada hacia la izquierda (fig. 5) ya que la mayoría de los cuadrantes tiene un promedio de 37 géneros. En el caso de los mamíferos voladores (fig. 6) el sesgo se encuentra hacia la derecha pues la mayoría de los cuadrantes tiene pocos géneros -un promedio de 13.

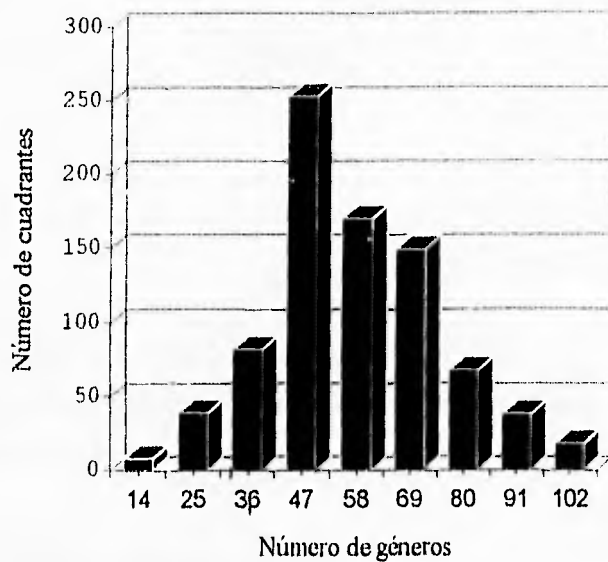


Figura 4. Distribución de frecuencias de la riqueza de géneros de mamíferos terrestres y voladores continentales en México.

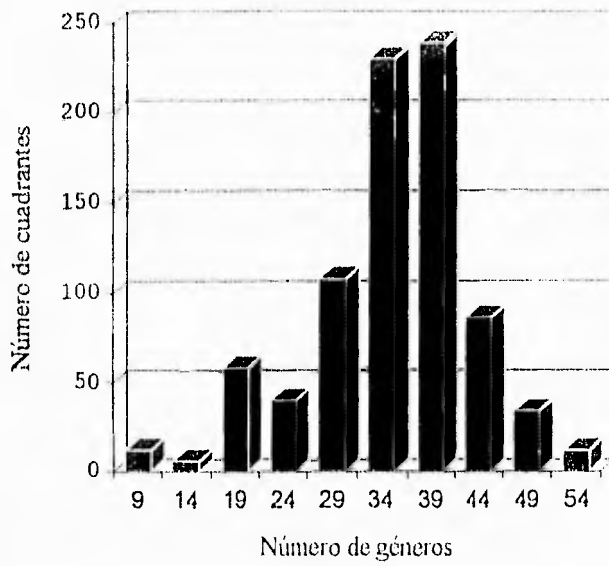


Figura 5. Distribución de frecuencias de la riqueza de géneros de mamíferos terrestres continentales en México.

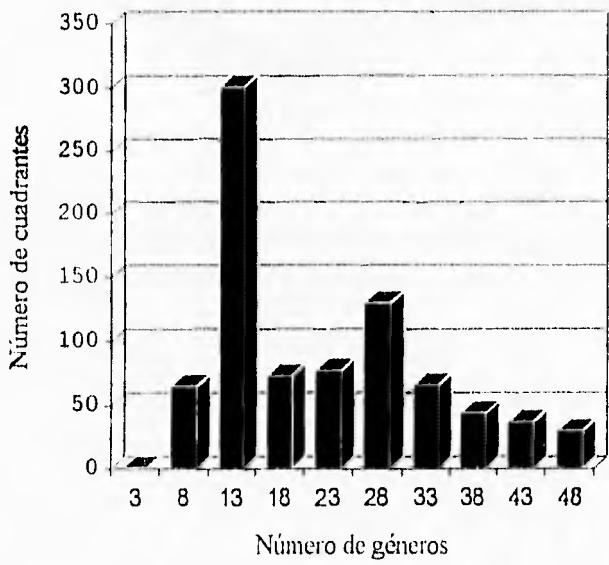
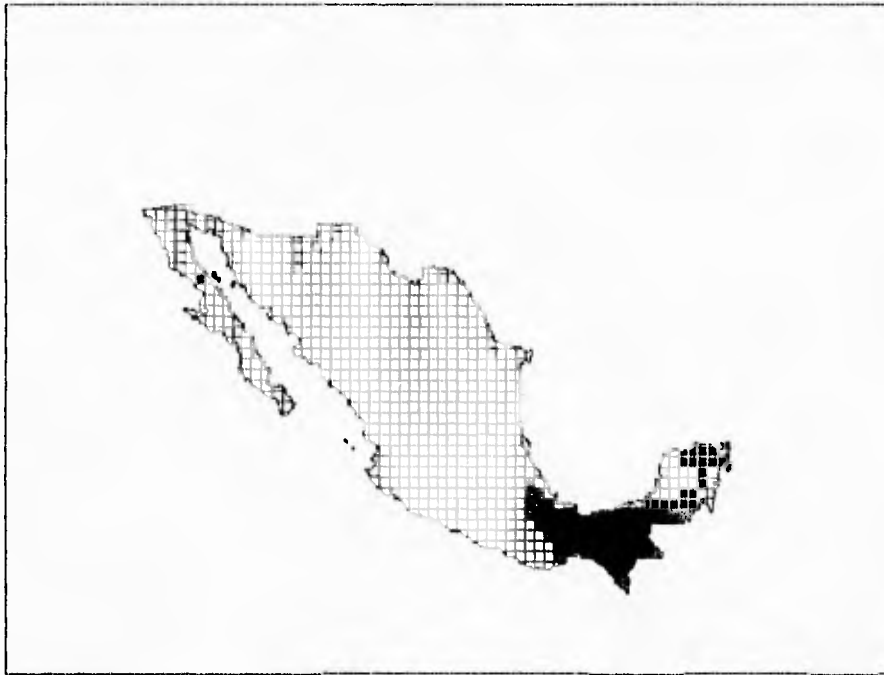


Figura 6. Distribución de frecuencias de la riqueza de géneros de mamíferos voladores continentales en México.

Las áreas con mayor riqueza de géneros de mamíferos terrestres y voladores en conjunto (mapa 4), y de géneros de mamíferos voladores (mapa 5), son las mismas y se encuentran en el sureste de la República Mexicana. Para los géneros de mamíferos terrestres (mapa 6) las zonas más importantes son el sureste de México, parte del sur de Tamaulipas, el centro-orientado de Coahuila, el noreste de Sonora y noroeste de Chihuahua, y parte de Guerrero y Colima.



Mapa 4. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de géneros de mamíferos terrestres y voladores continentales en México (81 a 105 géneros).



Mapa 5. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de géneros de mamíferos voladores continentales en México (38 a 50 géneros).



Mapa 6. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de géneros de mamíferos terrestres continentales en México (44 a 55 géneros).

Las áreas con mayor riqueza de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto (mapa 7) son el sureste del país y parte de la Península de Yucatán. Para las familias de mamíferos terrestres (mapa 8), el sureste de México, casi la totalidad de la Península de Yucatán y parte del norte de Coahuila. Las zonas más ricas en familias de murciélagos (mapa 9) son el sureste de la República, el sur de la Península de Yucatán y el sur de Jalisco y Colima.



Mapa 7. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de familias de mamíferos terrestres y voladores continentales en México (26 a 28 familias).



Mapa 8. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de familias de mamíferos terrestres continentales en México (19 a 20 familias).



Mapa 9. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de familias de mamíferos voladores continentales en México (7 a 8 familias).

La correlación entre la riqueza de familias de mamíferos terrestres y de voladores es muy baja ($r=0.409$, $p<0.001$, $n=824$), por lo que la riqueza de familias de mamíferos terrestres no explica el comportamiento de los datos de la riqueza de las familias de mamíferos voladores.

Riqueza de órdenes

La distribución de frecuencias de la riqueza de órdenes de los mamíferos terrestres y voladores en conjunto (fig. 10) y la distribución de los terrestres (fig. 11) son prácticamente iguales. Esto se debe a que, de los 10 órdenes existentes, nueve son de mamíferos terrestres -razón por la que no se hizo una gráfica de la distribución de frecuencias de los órdenes de mamíferos voladores.

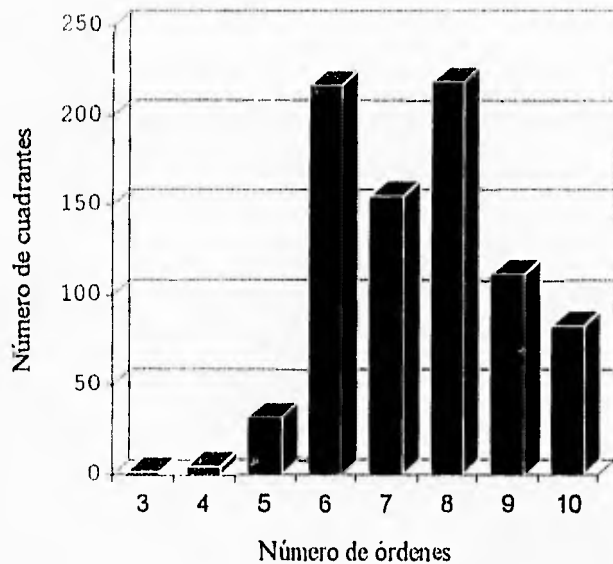


Figura 10. Distribución de frecuencias de la riqueza de órdenes de mamíferos terrestres y voladores continentales en México.

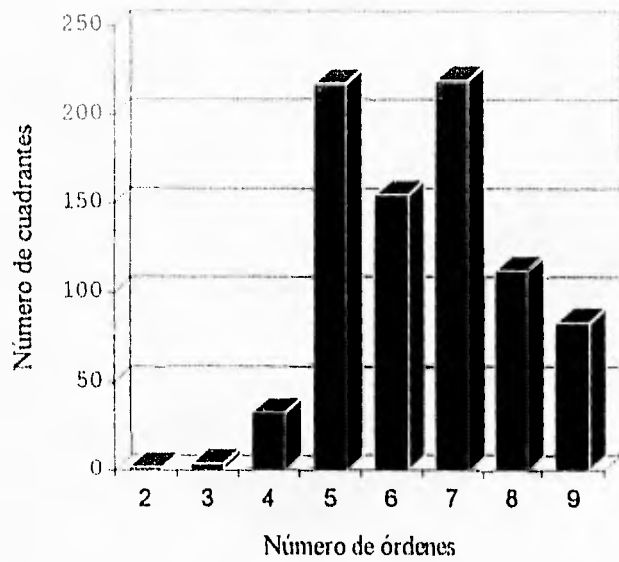


Figura 11. Distribución de frecuencias de la riqueza de órdenes de mamíferos terrestres continentales en México.

La mayor riqueza de los órdenes de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de los órdenes de mamíferos terrestres por separado, se localiza en las mismas áreas del país (mapas 10 y 11), que comprenden los estados de Chiapas, Tabasco, el este de Oaxaca, el sur de Veracruz y el oeste de la Península de Yucatán.



Mapa 10. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de órdenes de mamíferos terrestres y voladores continentales en México (10 órdenes).



Mapa 11. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor riqueza de órdenes de mamíferos terrestres continentales en México (9 órdenes).

Riqueza de taxa superiores vs. riqueza de especies

Riqueza de géneros vs. riqueza de especies

La figura 12 muestra la existencia de una fuerte relación entre el número de géneros y el número de especies en un área determinada, de manera que conforme aumenta el número de géneros aumenta también el número de especies. La correlación entre ambos niveles taxonómicos es alta ($r=0.961$, $p<0.001$, $n=824$) y el número de géneros en un área determinada explica en 92% el número de especies.

Existe también una fuerte relación entre el número de géneros de mamíferos voladores y el número de especies de los mismos (fig. 13). En este caso la correlación también es alta ($r=0.978$, $p<0.001$, $n=824$) y la riqueza de géneros de mamíferos voladores explica en 96% la riqueza de especies de éstos. En la figura 14 se observa que la relación entre el número de géneros de mamíferos terrestres y el número de especies de los mismos también es positiva aunque la correlación no es tan alta como en el caso de los voladores ($r=0.841$, $p<0.001$, $n=824$). Aquí, la riqueza de géneros de mamíferos terrestres explica en 70% la riqueza de las especies de este grupo.

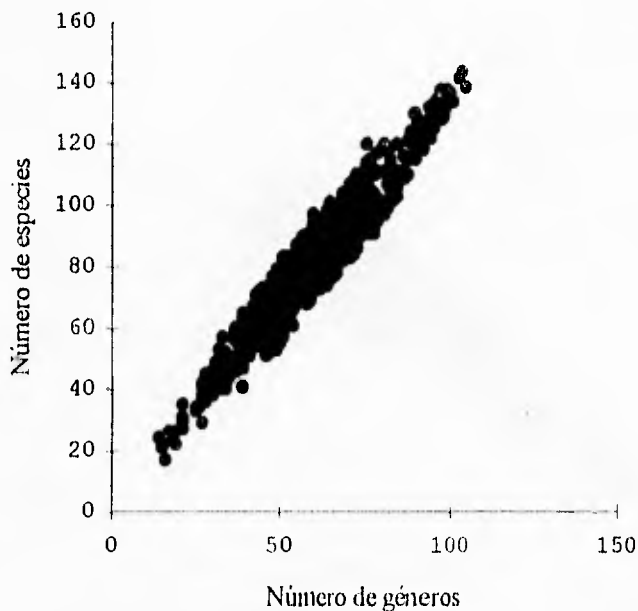


Figura 12. Número de géneros *versus* número de especies de mamíferos terrestres y voladores continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

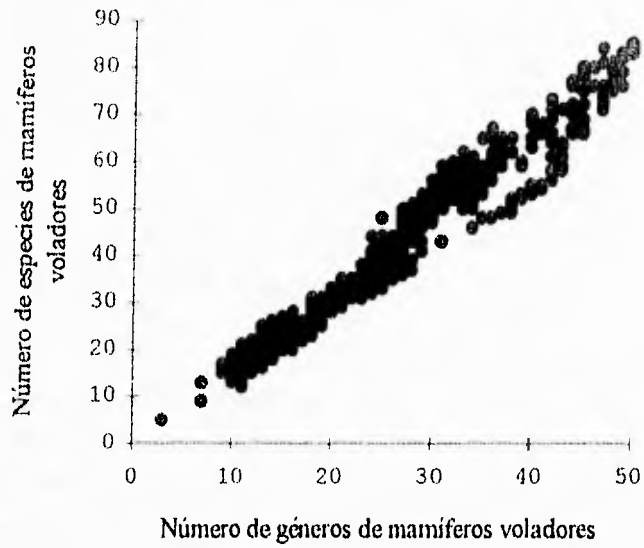


Figura 13. Número de géneros *versus* número de especies de mamíferos voladores continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

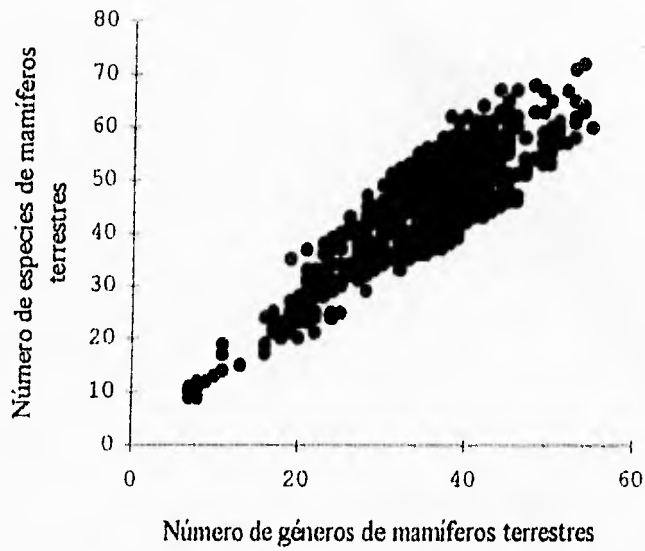


Figura 14. Número de géneros *versus* número de especies de mamíferos terrestres continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

Riqueza de familias vs. riqueza de especies

Existe una relación positiva entre el número de familias y el número de especies de todos los mamíferos (fig. 15). La correlación entre ambos taxa es alta ($r=0.774$, $p<0.001$, $n=824$), de manera que la riqueza de familias explica en 60% la riqueza de especies en un área determinada. También se observa una fuerte relación entre el número de familias de mamíferos voladores y el número de especies de éstos (fig. 16) con una correlación alta ($r=0.871$, $p<0.001$, $n=824$). Aquí, 76% de la riqueza de especies de quirópteros es explicada por la riqueza de las familias de este orden. Al comparar el número de familias de mamíferos terrestres con el número de especies de los mismos en cada uno de los cuadrantes en que fue dividido el país, se observa una relación positiva (fig. 17). Sin embargo, la correlación es menor que en los casos anteriores ($r=0.594$, $p<0.001$, $n=824$) y únicamente 35% de la riqueza de las especies de mamíferos terrestres es explicada por la riqueza de las familias de este grupo.

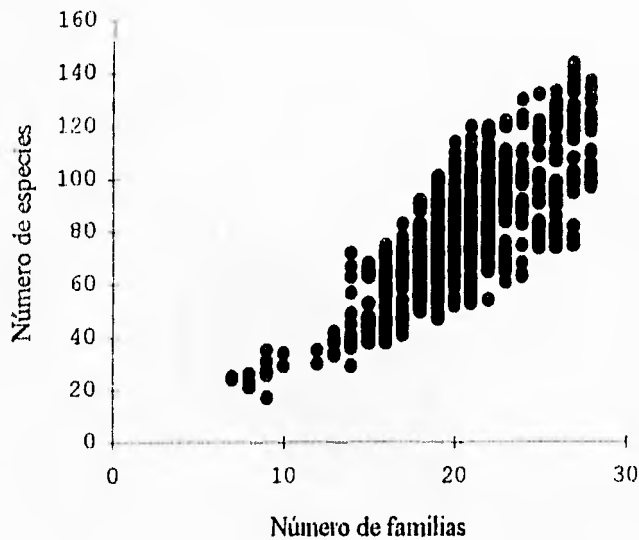


Figura 15. Número de familias *versus* número de especies de mamíferos terrestres y voladores continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

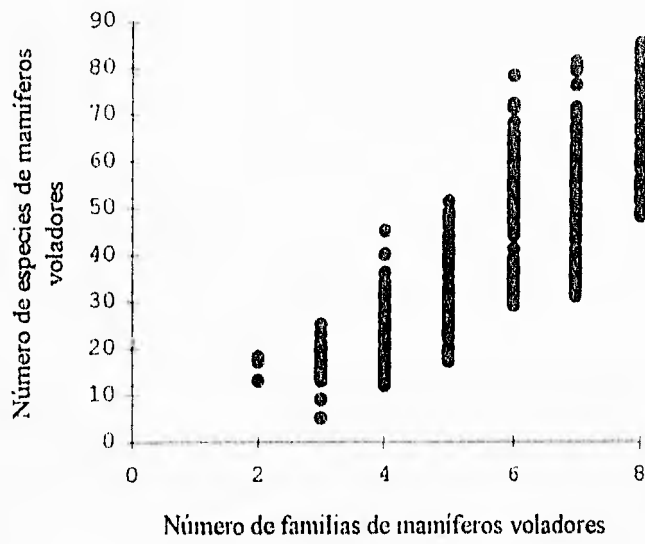


Figura 16. Número de familias *versus* número de especies de mamíferos voladores continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

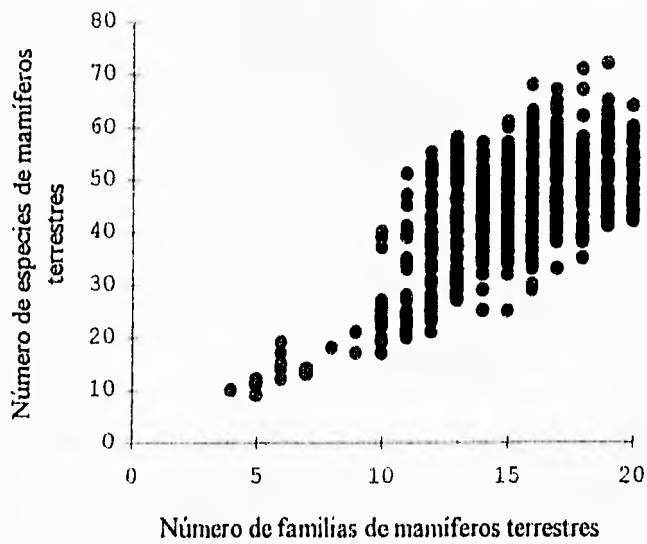


Figura 17. Número de familias *versus* número de especies de mamíferos terrestres continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

Riqueza de órdenes vs. riqueza de especies

Existe una relación positiva entre el número de órdenes y de especies de todos los mamíferos (fig. 18). La correlación es alta ($r=0.778$, $p<0.001$, $n=824$) por lo que 60% de la riqueza de especies es explicada por la riqueza de órdenes. Al analizar los mismos taxa de mamíferos terrestres, la relación no es tan clara (fig. 19) y la correlación es muy baja ($r=0.393$, $p<0.001$, $n=824$), por lo que la riqueza de especies de mamíferos terrestres no se explica por la riqueza de sus órdenes. El análisis de los taxa de mamíferos voladores no se llevó a cabo ya que únicamente existe un orden.

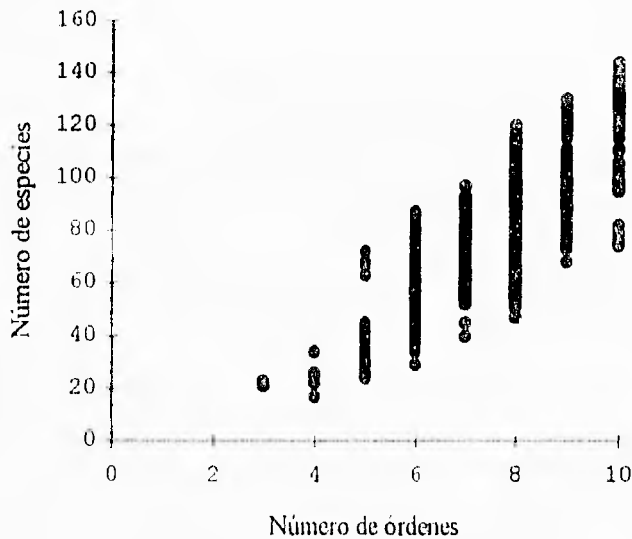


Figura 18. Número de órdenes *versus* número de especies de mamíferos terrestres y voladores continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

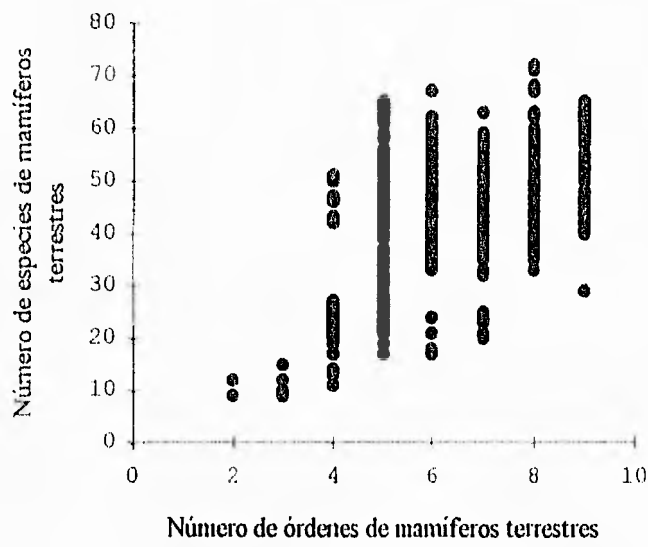


Figura 19. Número de órdenes *versus* número de especies de mamíferos terrestres continentales, en cuadrantes de 0.5° lat-long en la República Mexicana.

Distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas

Número de especies por número de géneros

La distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de todos los mamíferos, obtenida por la relación número de especies/número de géneros, presenta un sesgo hacia los valores de diversidad más bajos (fig. 20). En el caso de la relación número de especies de mamíferos terrestres/número de géneros de los mismos, el sesgo es aún mayor, ya que la mayoría de los cuadrantes tiene valores altos de diversidad (fig. 21). Para la relación número de especies de mamíferos voladores/número de géneros de éstos, la distribución es bimodal, pues se presentan en mayor cantidad valores medios y altos de diversidad (fig. 22).

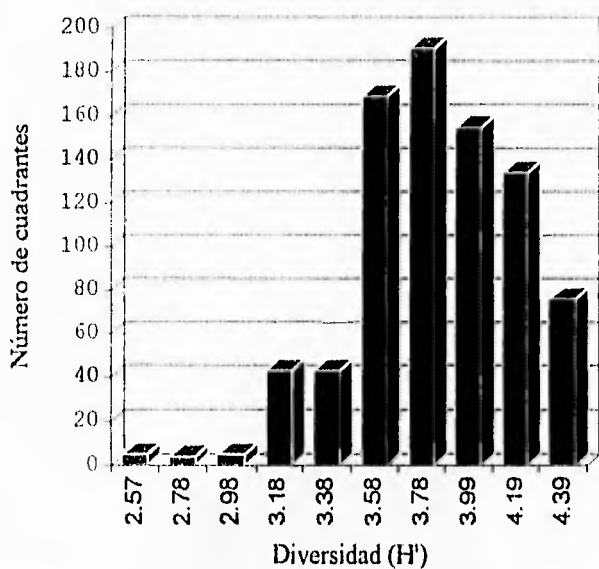


Figura 20. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.

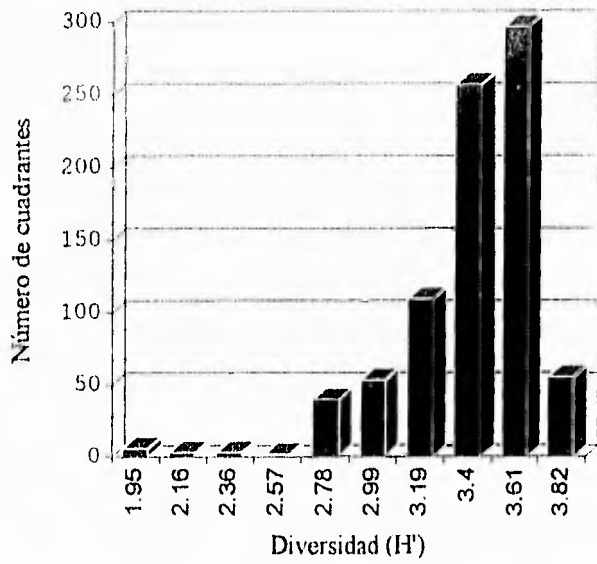


Figura 21. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.

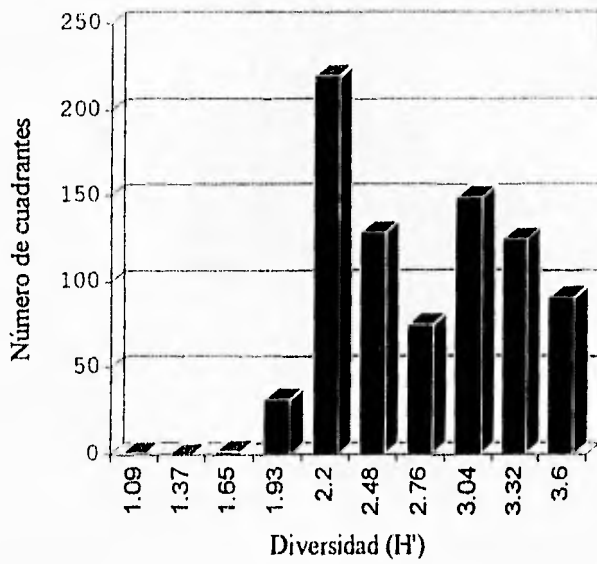


Figura 22. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.

Las áreas con mayor diversidad taxonómica en cuanto a la distribución de las especies en los distintos géneros son prácticamente las mismas para los mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y para los voladores por separado. Estas áreas incluyen los estados ubicados en el sureste del país y el sur de la Península de Yucatán (mapas 12 y 13). Las áreas de mayor diversidad en cuanto a la distribución de las especies de mamíferos terrestres en sus géneros son el sureste del país, el centro-sur de Campeche y el centro de Yucatán, el centro de Guerrero, el suroeste de Tamaulipas, el norte de Coahuila y la frontera norte de Sonora y Chihuahua (mapa 14).



Mapa 12. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.



Mapa 13. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.



Mapa 14. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de géneros.

La correlación entre el número de especies y la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, obtenida por la relación número de especies/número de géneros, es alta ($r=0.899$, $p<0.001$, $n=824$), de manera que 81% de esta diversidad taxonómica es explicada por la riqueza de especies. De igual manera, las mismas correlaciones para las especies y géneros de mamíferos terrestres y voladores por separado son altas ($r=0.743$ y $r=0.909$, $p<0.001$, $n=824$ respectivamente), por lo que 55% de la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies de mamíferos terrestres/número de géneros de los mismos, es explicado por la riqueza de especies de mamíferos terrestres, y 83% de la diversidad taxonómica del número de especies de mamíferos voladores por el número de géneros de éstos es explicado por la riqueza de especies de mamíferos voladores.

Número de especies por número de familias

La distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de mamíferos terrestres por separado, obtenida por la relación número de especies/número de familias, es muy parecida (figs. 23 y 24), pues la mayoría de los cuadrantes posee valores de diversidad altos. Para los mamíferos voladores, la distribución es más irregular, aunque la mayoría de los cuadrantes también tiene valores altos (fig. 25).

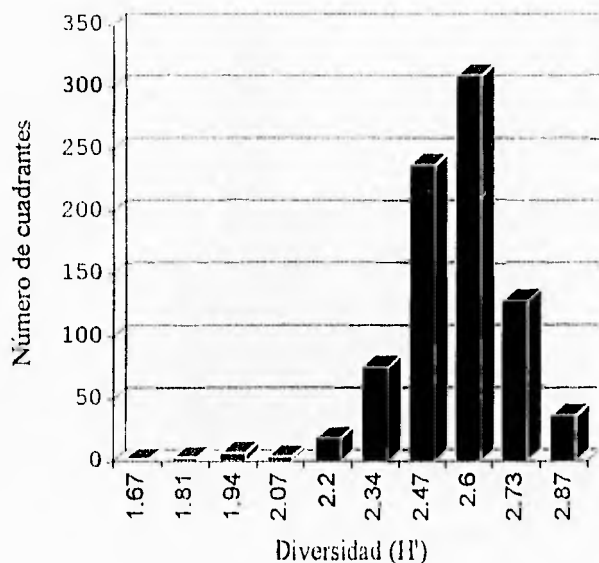


Figura 23. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.

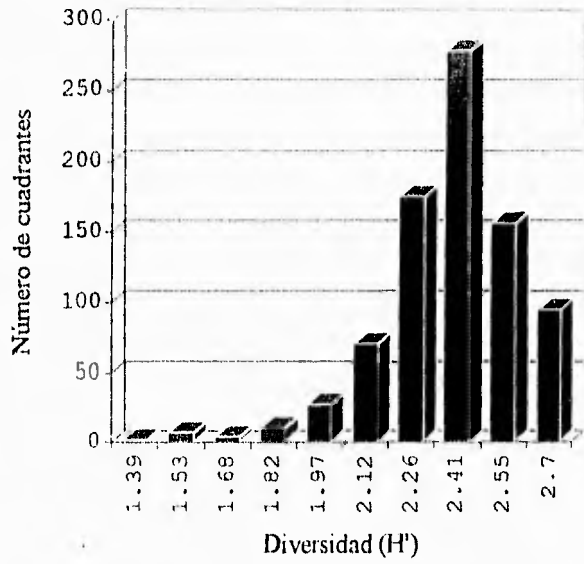


Figura 24. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.

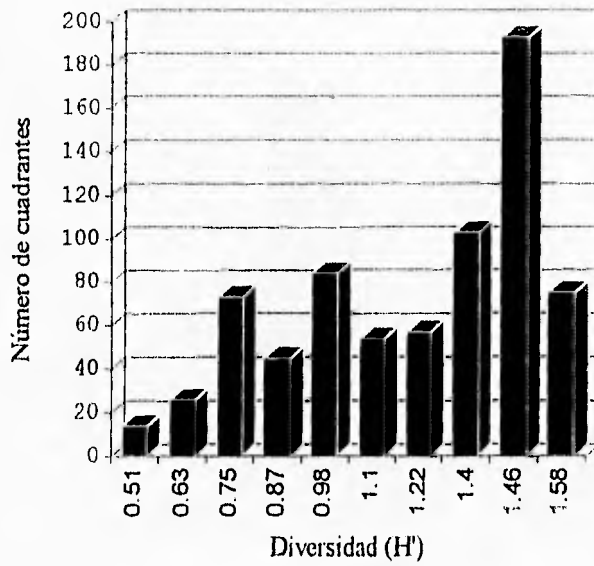
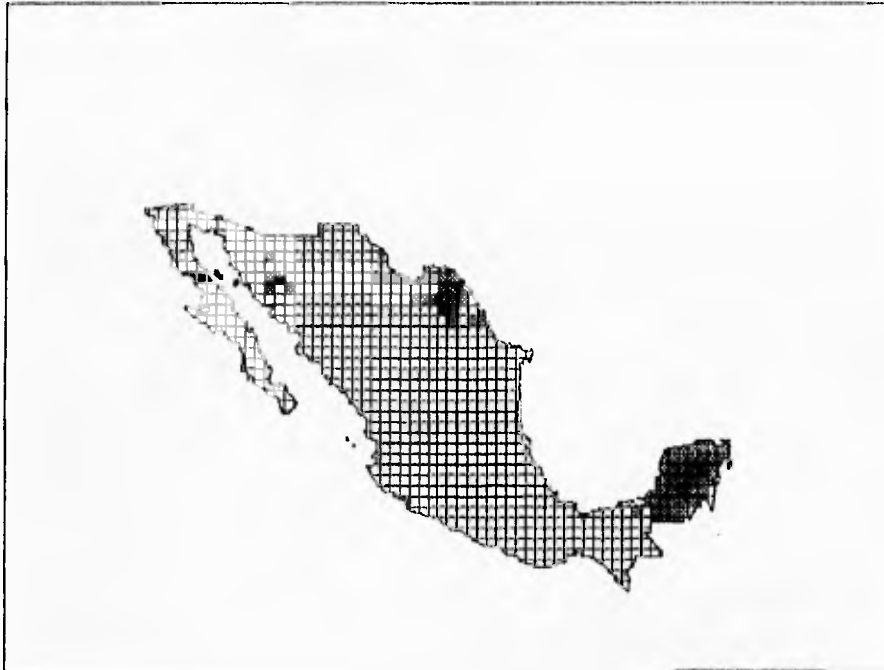


Figura 25. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.

Las áreas de mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, obtenidas por la relación número de especies/número de familias, son la Península de Yucatán, el norte de Coahuila y el centro-oeste de Sonora (mapa 15). Para los mamíferos terrestres se presenta la misma área al norte de Coahuila, el este de Oaxaca, el sur de Veracruz, el noreste de Chiapas y parte de la Península de Yucatán (mapa 16). En el caso de las especies y familias de mamíferos voladores, las áreas más importantes son Sinaloa y Nayarit, el sur de Chiapas y el borde y sur de la Península de Yucatán (mapa 17).



Mapa 15. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.



Mapa 16. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.



Mapa 17. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de familias.

Existe una correlación baja entre el número de especies y la diversidad taxonómica, obtenida por la relación número de especies/número de familias, de todos los mamíferos ($r=0.394$, $p<0.001$, $n=824$) y de los mamíferos terrestres solamente ($r=0.350$, $p<0.001$, $n=824$), por lo que el número de especies no explica la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias, de todos los mamíferos y de los terrestres por separado. Sin embargo, la correlación entre el número de especies de mamíferos voladores y la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies de los mismos/número de sus familias, es alta ($r=0.774$, $p<0.001$, $n=824$), de manera que 46% de esta diversidad es explicada por la riqueza de especies de quirópteros.

Existe una correlación entre la diversidad taxonómica de todos los mamíferos, obtenidas por las relaciones número de especies/número de géneros, y número de especies/número de familias ($r=0.662$, $p<0.001$, $n=824$). Así, 44% de la diversidad a un nivel jerárquico -especies/géneros- es explicada por la diversidad del otro nivel -especies/familia.

Número de especies por número de órdenes

La distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, obtenida por la relación número de especies/número de órdenes, presenta un sesgo hacia los valores de diversidad más bajos (fig. 26). Para los mamíferos terrestres la distribución es en forma de campana, ya que la mayoría de los cuadrantes tiene valores intermedios de diversidad (fig. 27). No se hizo una gráfica de la distribución de frecuencias para la diversidad taxonómica de los mamíferos voladores a nivel de orden, ya que éstos pertenecen únicamente al orden Chiroptera.

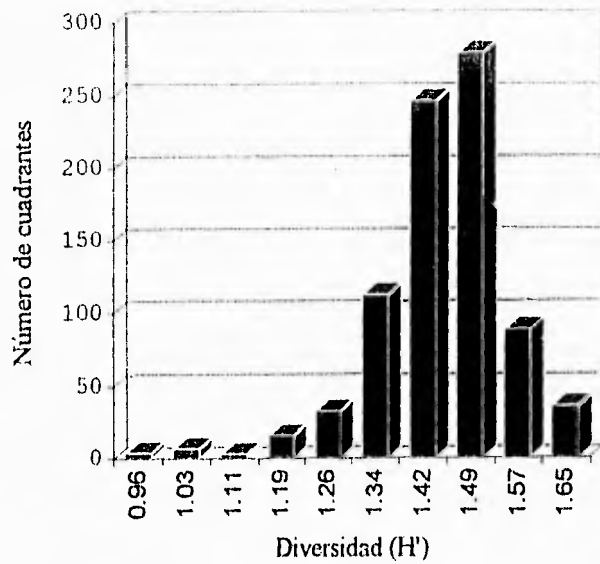


Figura 26. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de órdenes.

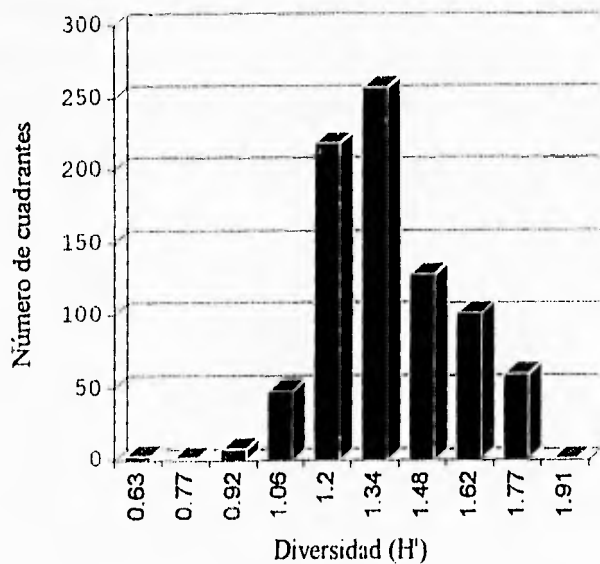


Figura 27. Distribución de frecuencias de la diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de órdenes.

Las áreas prioritarias por su diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de órdenes, para mamíferos terrestres, y para terrestres y voladores en conjunto, son muy distintas. Para ambos grupos las áreas más importantes son el norte del país, desde Coahuila hasta Tamaulipas, una zona al centro-oeste de Chihuahua, el centro de Veracruz y norte de Hidalgo, y la mitad norte de la Península de Yucatán (mapa 18). Para los mamíferos terrestres son los estados ubicados en el sureste del país y la región centro-oeste de la Península de Yucatán (mapa 19).



Mapa 18. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres y voladores continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de órdenes.



Mapa 19. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad taxonómica de mamíferos terrestres continentales en México, obtenida por la relación número de especies/número de órdenes.

No existe una correlación entre el número de especies y la diversidad taxonómica a nivel de orden para mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y para mamíferos terrestres ($r=0.019$ y $r=0.258$, $p < 0.001$, $n=824$ respectivamente), por lo que la riqueza de especies no explica la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de órdenes. Tampoco existe correlación entre la diversidad taxonómica obtenida por las relaciones número de especies/número de géneros, y número de especies/número de órdenes.

DIVERSIDAD FILOGENÉTICA

Para evaluar la diversidad filogenética se utilizaron los índices de *diversidad táxica* (Vane-Wright *et al.*, 1991) y de *modificación a la diversidad táxica* (May, 1990), debido a que son los índices que se pueden obtener con la información del cladograma que se construyó. Se utilizaron los dos índices para realizar una comparación entre ellos y ver si las diferencias son significativas.

Las distribuciones de frecuencias de la diversidad filogenética de los mamíferos obtenidas por los métodos de Vane-Wright *et al.* (1991) y May (1990), son muy parecidas. Para los mamíferos terrestres y voladores en conjunto la distribución de frecuencias está un poco sesgada hacia la derecha por lo que la mayoría de los cuadrantes tiene un porcentaje de información filogenética bajo (figs. 28 y 29). En el caso de los mamíferos terrestres la distribución es normal y la mayoría de los cuadrantes presenta porcentajes de información filogenética intermedios (figs. 30 y 31). Por el contrario, los mamíferos voladores presentan una distribución irregular, ya que la mayoría de los cuadrantes tiene porcentajes de información filogenética bajos (figs. 32 y 33).

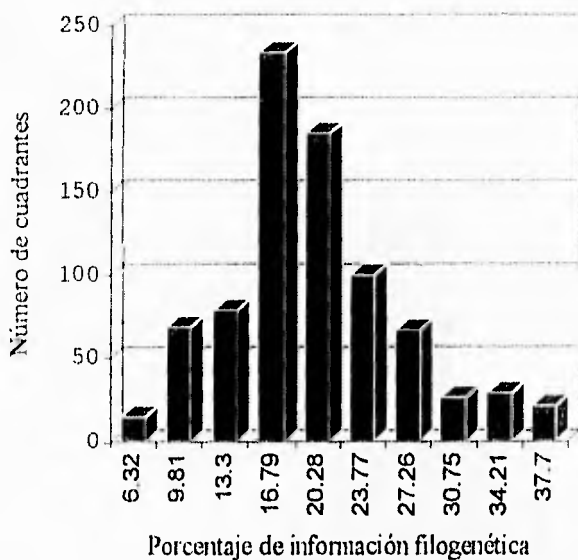


Figura 28. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos terrestres y voladores continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).

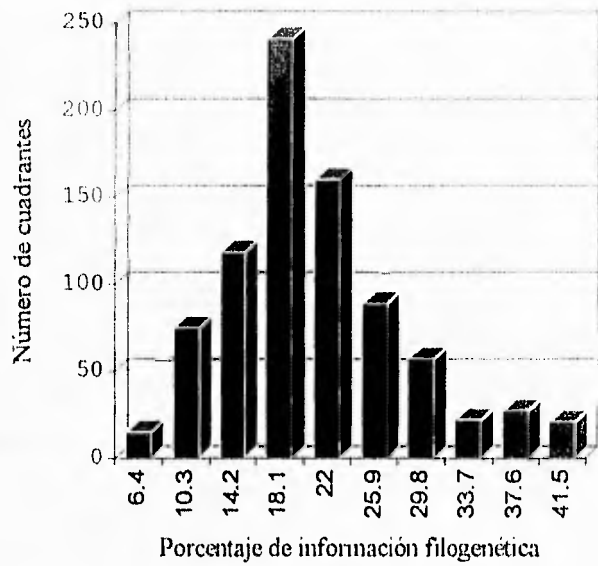


Figura 29. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos terrestres y voladores continentales, obtenida por el método de May (1990).

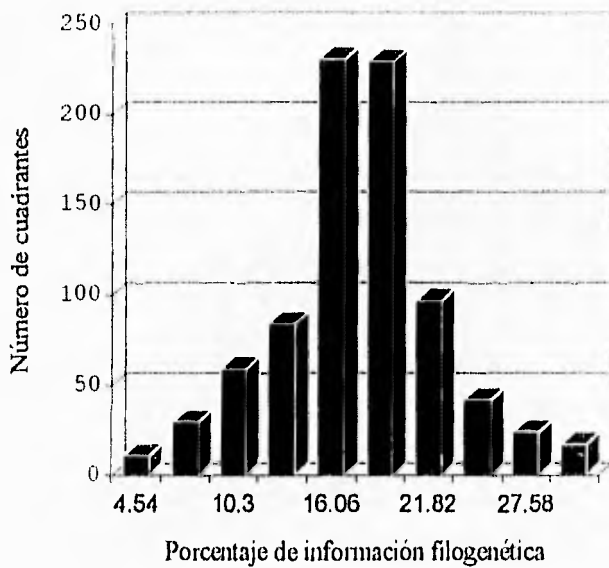


Figura 30. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos terrestres continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).

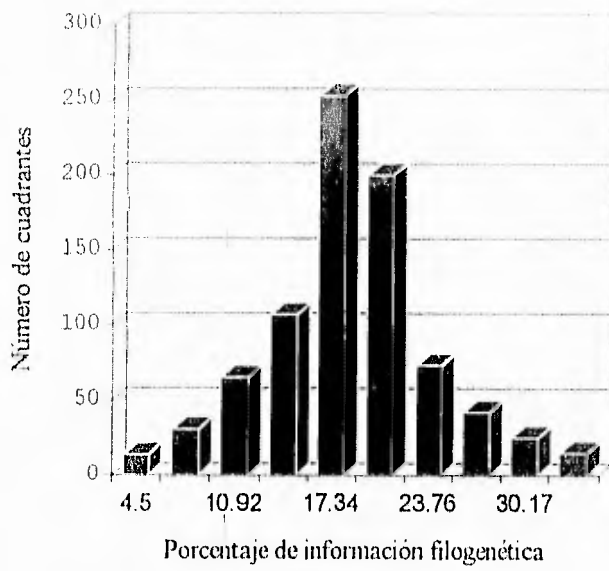


Figura 31. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos terrestres continentales, obtenida por el método de May (1990).

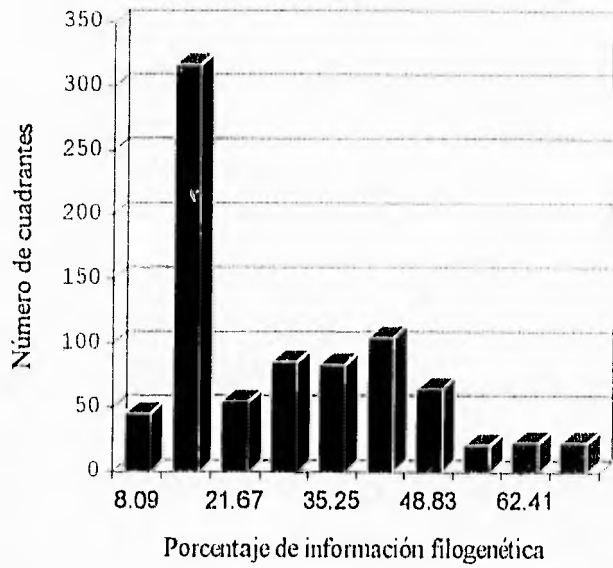


Figura 32. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos voladores continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).

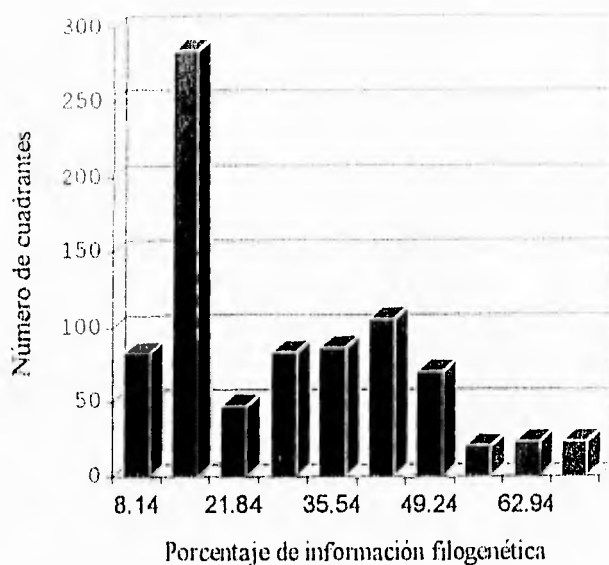


Figura 33. Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de mamíferos voladores continentales, obtenida por el método de May (1990).

Las áreas con mayor diversidad filogenética de mamíferos terrestres y voladores en conjunto obtenidas por ambos métodos se encuentran en el sureste del país (mapas 20 y 21). Por el método de Vane-Wright *et al.* (1991) también aparece parte de Colima y Jalisco (mapa 20). La correlación entre la diversidad filogenética de Vane-Wright *et al.* (1991) y la diversidad filogenética de May (1990) es alta ($r=0.997$, $p<0.001$, $n=824$), de manera que 99% de la diversidad encontrada por un método puede ser explicada por el otro.

Para los mamíferos terrestres las áreas con mayor diversidad filogenética se encuentran en los estados de Chiapas, Tabasco, el este de Oaxaca, Veracruz, parte de la Sierra Madre Oriental y la frontera norte de Sonora y Chihuahua (mapas 22 y 23). La correlación entre la diversidad filogenética de Vane-Wright *et al.* (1991) y May (1990), obtenida para los mamíferos terrestres es alta ($r=0.993$, $p<0.001$, $n=824$). En este caso, también 99% de la diversidad encontrada por un método puede ser explicada por el otro.

Las áreas de mayor diversidad filogenética de mamíferos voladores son el sureste de la República y la región costera de Jalisco, Colima, Michoacán y parte de Guerrero (mapas 24 y 25). La correlación entre la diversidad filogenética de murciélagos obtenida por ambos métodos es total ($r=1$, $p<0.001$, $n=824$).



Mapa 20. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos terrestres y voladores continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).



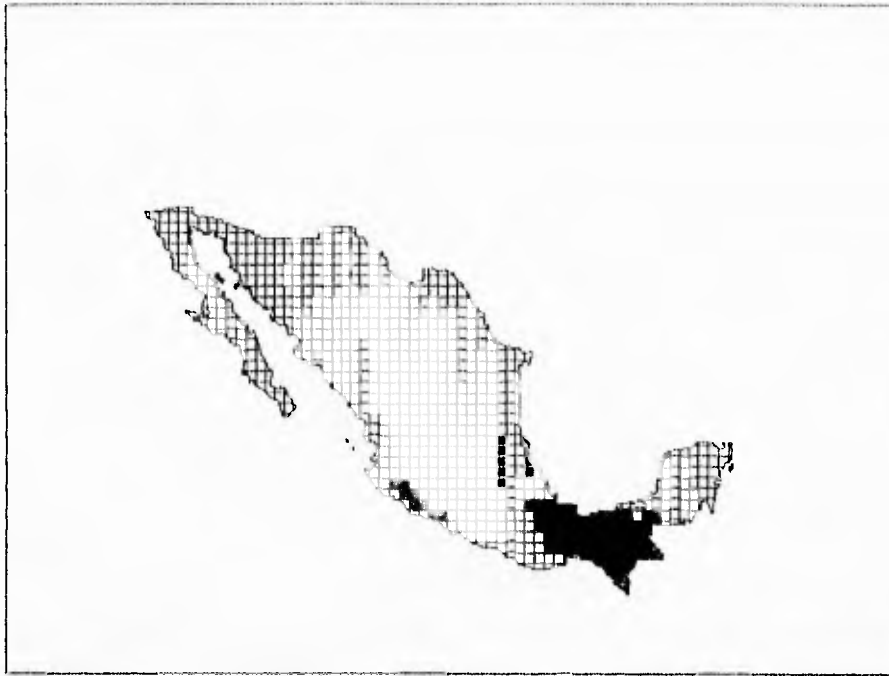
Mapa 21. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos terrestres y voladores continentales, obtenida por el método de May (1990).



Mapa 22. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos terrestres continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).



Mapa 23. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos terrestres continentales, obtenida por el método de May (1990).



Mapa 24. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos voladores continentales, obtenida por el método de Vane-Wright *et al.* (1991).



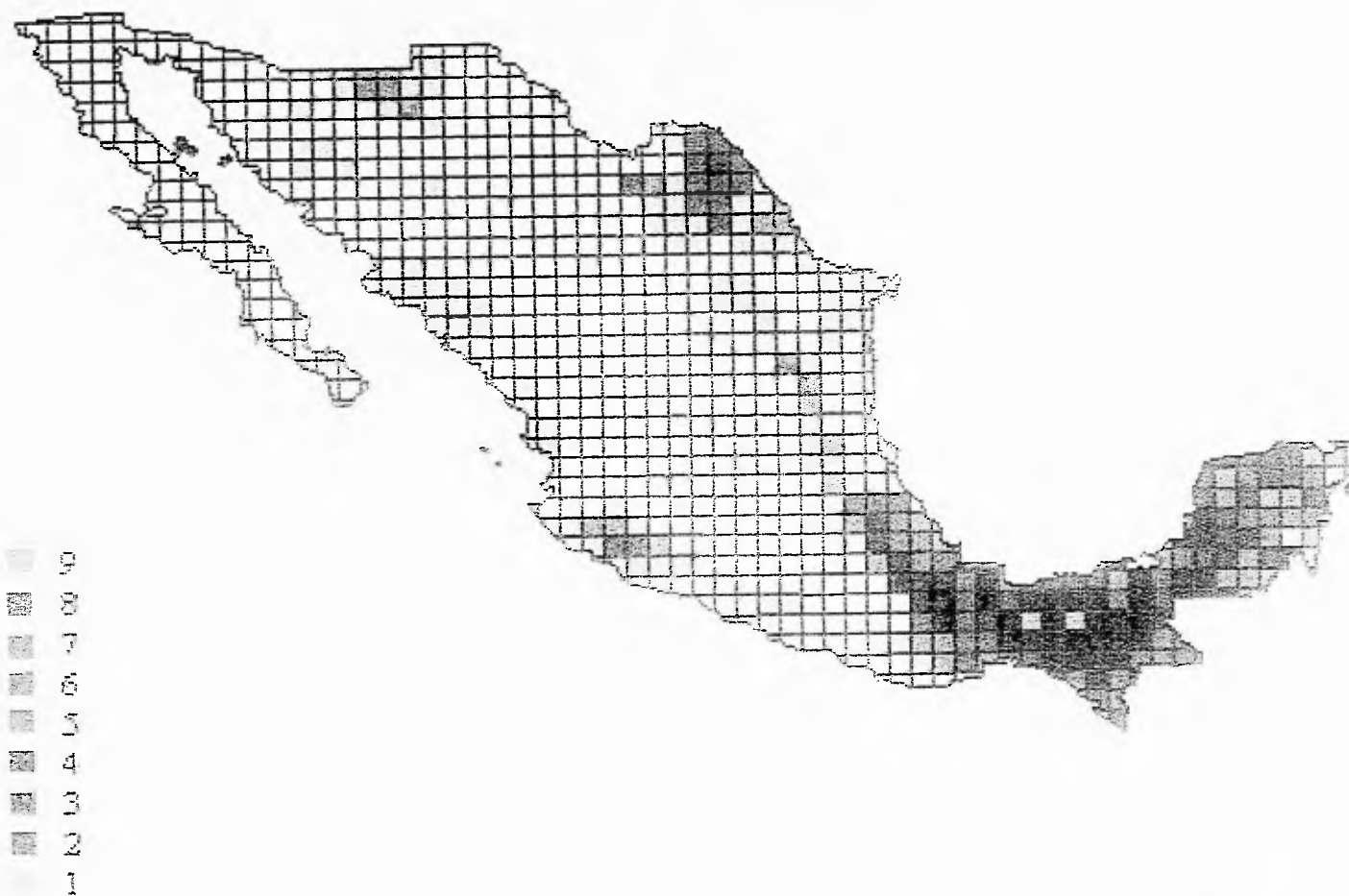
Mapa 25. Distribución geográfica del 10% de los cuadrantes con mayor diversidad filogenética de mamíferos voladores continentales, obtenida por el método de May (1990).

Las correlaciones entre el número de especies y la diversidad filogenética obtenida por los dos métodos para todos los mamíferos, son altas. Con el método de Vane-Wright *et al.* (1991) $r=0.982$ y con el de May (1990) $r=0.974$ ($p < 0.001$, $n=824$). En ambos casos, alrededor de 95% de la diversidad filogenética es explicada por la riqueza de especies de un sitio.

Existe también una alta correlación entre el número de géneros y la diversidad filogenética de todos los mamíferos obtenida por ambos métodos. En este caso, 96% de la diversidad filogenética puede ser explicada por la riqueza de géneros. Respecto al número de familias y órdenes, éstos explican en 70% la diversidad filogenética existente en un área.

MAPA CONSENSO

En el mapa consenso se muestran las áreas de mayor diversidad taxonómica y filogenética divididas en nueve rangos. De los doce mapas que se seleccionaron para elaborar este mapa, más de seis muestran áreas importantes en el sureste del país, región que es seguida por la Península de Yucatán, la Sierra Madre Oriental, la región norte de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, el centro de Guerrero, la región occidental de la República desde Michoacán hasta Sinaloa y la frontera norte de Sonora y Chihuahua.



Mapa consenso. En este mapa se muestran las zonas más diversas de la República Mexicana, obtenidas al conjuntar la información de 12 análisis. Riqueza de: 1) especies de mamíferos terrestres y voladores, 2) especies de mamíferos terrestres, 3) géneros de mamíferos terrestres y voladores, 4) géneros de mamíferos voladores, 5) familias de mamíferos voladores 6) familias de mamíferos terrestres, 7) órdenes de mamíferos terrestres y voladores. Diversidad taxonómica obtenida por las relaciones: 8) número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores, 9) número de especies/número de familias de mamíferos terrestres, 10) número de especies/número de familias de mamíferos voladores, 11) número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores, y 12) número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres. Los valores indican el número de mapas en que aparece cada cuadrante.

COMPARACIÓN DE LAS ÁREAS OBTENIDAS CON LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS ESTABLECIDAS

Ciertas áreas que forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) (SEDESOL y SECTUR, 1993) coinciden con algunas de las áreas prioritarias encontradas en este trabajo, como las ubicadas en el estado de Chiapas, -los Parques Nacionales del Cañón del Sumidero, las Lagunas de Montebello y Palenque, las Reservas Especiales de la Biósfera de las Cascadas de Agua Azul y Selva del Ocote, las Reservas de la Biósfera de Lacantún, Montes Azules y El Triunfo, el Área de Protección de Flora y Fauna Silvestre de Chan-Kin y los Monumentos Nacionales de Bonampak y Yaxchilán. Los únicos resultados que no incluyen ninguna región de Chiapas entre las áreas prioritarias son los obtenidos por medio de la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto y por separado, y la obtenida por la relación número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores.

Las áreas prioritarias encontradas al este de Oaxaca sólo coinciden con el Parque Nacional Benito Juárez. Los mismos análisis mencionados en el caso anterior, incluyendo la riqueza de familias de mamíferos voladores, no muestran ningún área prioritaria en esta región.

En Veracruz, las áreas naturales protegidas que coinciden con las áreas prioritarias aquí delimitadas, son los Parques Nacionales del Cañón del Río Blanco y el Pico de Orizaba. La riqueza de especies y la de géneros de mamíferos terrestres, la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de géneros de mamíferos terrestres y la diversidad filogenética, muestran áreas prioritarias en esta región.

En Tabasco la única área protegida es la Reserva de la Biósfera de los Pantanos de Centla. Los resultados que no muestran áreas prioritarias en esta región son los de riqueza de especies terrestres y los de diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de voladores por separado, y la obtenida por la relación número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores en conjunto.

Las áreas prioritarias encontradas en el sureste de Campeche por medio de los análisis de la riqueza de géneros de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de voladores por separado, la riqueza de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto y por separado, y la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de géneros de mamíferos terrestres y voladores en conjunto y de voladores por separado, las obtenidas por las relaciones número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto y por separado, y

número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres, coinciden con la Reserva de la Biósfera de Calakmul.

En Quintana Roo, la parte oriental de las áreas prioritarias obtenidas por la riqueza de familias de mamíferos voladores y la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de voladores por separado, coinciden con el Parque Nacional de Tulum y la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an.

En Yucatán, las únicas áreas naturales protegidas se encuentran en el norte y son el Parque Nacional de Dzibilchaltún y las Reservas Especiales de la Biósfera de Río Celestún y Río Lagartos. Estas áreas protegidas coinciden con las áreas prioritarias obtenidas por la riqueza de órdenes y por la diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de voladores por separado, y la obtenida por la relación número de especies/número de órdenes.

En el suroeste de Jalisco se encuentran las Reservas de la Biósfera de la Sierra de Manantlán y Chamela-Cuixmala. Ambas reservas se encuentran dentro de las áreas prioritarias encontradas por la riqueza de especies de mamíferos voladores y la riqueza de familias de los mismos. La reserva de la Sierra de Manantlán abarca, además, parte de las áreas importantes en cuanto a riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores en conjunto y a diversidad filogenética de especies de mamíferos voladores.

En Colima sólo existe el Parque Nacional del Nevado de Colima, que queda incluido dentro de las áreas prioritarias encontradas por los mismos análisis que en el caso de Jalisco.

En el norte de Coahuila la única área natural protegida es el Parque Nacional del Balneario los Novillos, que es importante en cuanto a riqueza de familias de mamíferos terrestres y a diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores en conjunto, y de terrestres por separado, y la obtenida por la relación número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores en conjunto.

En la frontera norte de Sonora y Chihuahua se encuentran áreas prioritarias en cuanto a riqueza de especies y géneros de mamíferos terrestres, diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de géneros de mamíferos terrestres, y diversidad filogenética de especies de mamíferos terrestres. Sin embargo, en esta región no existe ningún área natural protegida. Lo mismo ocurre para el centro de Sonora, zona importante por su diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos terrestres y voladores, en donde tampoco existe ningún área protegida.

Sinaloa y Nayarit contienen áreas prioritarias por su diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de familias de mamíferos voladores, sin que exista ningún área natural protegida.

En el norte de Nuevo León se ubica un área importante en cuanto a diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores, y ahí sólo se encuentra el Parque Nacional de El Sabinal.

Tamaulipas tiene áreas prioritarias por su diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de géneros de mamíferos terrestres, y la obtenida por la relación número de especies/número de órdenes de mamíferos terrestres y voladores, y tampoco existe algún área natural protegida.

Para la riqueza de especies y géneros de mamíferos terrestres, y para la diversidad filogenética de las especies de mamíferos terrestres, existen áreas prioritarias que corren a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en donde no existen áreas naturales protegidas, excepto las ya mencionadas para Veracruz.

En Guerrero únicamente se encuentra el Parque Nacional El Veladero, sin embargo, las áreas prioritarias que muestran los resultados de riqueza de géneros de mamíferos terrestres, y los de diversidad taxonómica obtenida por la relación número de especies/número de géneros de mamíferos terrestres, no coinciden con éste.

CONCLUSIONES

El criterio que se ha usado con mayor frecuencia para la elaboración de planes de manejo y conservación ha sido el de riqueza de especies. Al emplear este criterio en este trabajo encontramos que la mayor riqueza de especies de mamíferos se halla en las zonas tropicales del sureste del país, lo cual coincide con los resultados presentados en múltiples trabajos (Ceballos y Navarro, 1991; Mittermeier y Goettsch, 1992; Arita, 1993; Fa y Morales, 1993; Toledo y Ordoñez, 1993) y con las áreas protegidas establecidas en esta región.

Asimismo, siguiendo este análisis, además de las regiones tropicales del sureste del país, se encontraron dos zonas importantes: una que cubre parte de los estados de Jalisco, Colima y Michoacán, en donde la selva baja caducifolia es muy abundante, y otra en el suroeste de Tamaulipas. Una de las limitantes de este criterio, que pone en evidencia este trabajo, es el hecho de que el patrón de distribución de la riqueza de especies de mamíferos está severamente sesgado por el número de especies de murciélagos, lo que coincide con lo reportado por Arita (1993).

Además, en este trabajo se muestra claramente que el uso de criterios diferentes al simple conteo de especies, para medir la diversidad biológica, resulta de vital importancia, ya que brinda resultados distintos y permite establecer nuevas áreas prioritarias que nunca se han tomado en cuenta en los planes de conservación.

Esto se puede apreciar en los resultados de los análisis de diversidad, cuando se considera la diversidad taxonómica interpretada en términos de la riqueza taxonómica y de la distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas.

Las áreas con mayor riqueza de géneros de mamíferos se localizan en el sureste del país, en las mismas zonas en donde también es mayor la riqueza de especies de mamíferos. Sin embargo, al analizar la riqueza de taxa superiores -familias y órdenes- se obtienen áreas prioritarias distintas a las encontradas por el simple conteo de especies, como la Península de Yucatán, lo que muestra que el análisis de la riqueza taxonómica brinda resultados diferentes dependiendo de la categoría taxonómica con que se trabaje.

La posibilidad de inventariar únicamente los taxa supraespecíficos con el fin de buscar áreas con gran riqueza específica, parece ser factible, ya que los resultados muestran una clara relación entre el aumento en el número de especies y el aumento en el número de géneros y familias. Dicha relación es aún más fuerte en el caso de los géneros, por lo que bastaría con realizar un conteo del número de géneros para saber qué áreas son más ricas en especies. De esta manera es posible establecer áreas prioritarias tanto de riqueza de especies como de taxa superiores -

géneros o familias-, lo que es importante para conservar aquellos sitios no sólo ricos en número de especies, sino también en taxa supraespecíficos.

En los análisis de diversidad taxonómica para determinar la distribución de las especies en distintas categorías taxonómicas, las relaciones número de especies/número de familias, y número de especies/número de órdenes, resultan ser las más importantes, ya que la diversidad en estos niveles taxonómicos no es explicada por la riqueza de especies de mamíferos. Dichas relaciones muestran áreas importantes en la frontera norte de Sonora y Chihuahua, en el norte y centro de Coahuila, en Tamaulipas, Sinaloa y Nayarit, y en la Península de Yucatán, áreas que no aparecen como prioritarias mediante el simple conteo de especies. Estos resultados muestran la necesidad de orientar los esfuerzos en conservación a estas zonas.

En cuanto a la diversidad filogenética de los mamíferos, la filogenia utilizada en este análisis presenta problemas debido al hecho de que es compuesta y las diferentes partes que la integran se hicieron con base en distintos parámetros; sin embargo, constituye una buena aproximación a lo que podrían ser las relaciones evolutivas de los mamíferos y constituye, en términos generales y mientras no se cuente con más información, una herramienta útil para el estudio filogenético de los mamíferos.

Los dos métodos utilizados para medir la diversidad filogenética de los mamíferos -Vane-Wright *et al.*(1991) y May (1990)- no son significativamente diferentes, por lo que, en este caso, resulta de igual valor usar cualquiera de los dos. Las áreas con mayor diversidad filogenética coinciden con las encontradas por medio de la riqueza de especies, esto significa que un área con gran riqueza específica tendrá una gran diversidad filogenética. Habría que realizar análisis de este tipo de diversidad, utilizando otros métodos, para ver si se obtienen nuevas áreas prioritarias.

Con base en todos los análisis realizados en este trabajo, las nuevas áreas, importantes por su gran diversidad taxonómica de mamíferos, se encuentran en los estados de Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Tamaulipas, en la frontera norte de Sonora y Chihuahua, y en la Península de Yucatán.

Muchas de las áreas naturales protegidas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) se han establecido con base en la riqueza de especies, sin tomar en cuenta los distintos componentes de la diversidad biológica. Además, presentan serios problemas de manejo y administración, por lo que muchas de ellas se han vuelto obsoletas. Es por ello que, a fin de poder ubicar aquellas zonas del país con una gran biodiversidad, se vuelve urgente la utilización de medidas alternativas de diversidad en distintos grupos taxonómicos. Esto es un aspecto fundamental para la creación de

planes adecuados de manejo y conservación de la gran diversidad biológica que aún contiene el territorio de México.

Limitaciones del trabajo

Es probable que las distribuciones actuales de los mamíferos en México no correspondan por completo con las utilizadas en este trabajo, ya que aquí se usaron las distribuciones históricas de las especies. Esto, y el hecho de que se hayan utilizado distribuciones en forma de amiba (Hall, 1981), hacen que el área de distribución de cada especie pueda estar sobrestimada.

El índice utilizado para medir la diversidad taxonómica de los mamíferos en México fue el de Shannon, que evalúa tanto la diversidad como la equidad. Sin embargo, es sólo uno de los muchos que se pueden utilizar y, por lo tanto, brinda resultados que pueden ser distintos a los obtenidos por medio de otros índices.

En cuanto a la diversidad filogenética, en el análisis se asume que el cladograma construido representa la verdadera filogenia de las especies, lo que seguramente no es cierto, ya que se trata de un cladograma compuesto. Por esta misma razón sólo fue posible utilizar dos índices, ya que no se cuenta con datos suficientes para aplicar los demás, lo que significa que únicamente se está midiendo una parte de la diversidad filogenética: la diversidad táxica.

Los resultados obtenidos corresponden a una escala de trabajo $-0.5^\circ \times 0.5^\circ$ lat-long-; si la escala cambia, es posible que los resultados también lo hagan.

Aportes del trabajo

Con este trabajo se muestran varias formas alternativas de medir la diversidad de un área. En este sentido se aportan métodos específicos y distintos a los usados comúnmente para cuantificar algunos de los componentes que conforman la diversidad biológica, así como nuevos datos que proporcionan una visión más completa acerca de la diversidad de mamíferos en México.

La filogenia de todos los mamíferos continentales que hay en México y que aquí se presenta, es el primer intento que se realiza por conjuntar gran parte de los datos existentes en la literatura, y con seguridad, ésta puede servir para realizar múltiples estudios comparativos de ecología y evolución.

En cuanto a las aplicaciones concretas, se puede proponer la creación de un sistema de reservas de áreas prioritarias bajo el criterio de complementariedad, de tal manera que con el menor número posible de áreas, se logre tener la representación del 100% de la diversidad taxonómica y

filogenética. Dichas reservas deberfan contar con un manejo adecuado para que sirvan, efectivamente, para conservar la diversidad biológica del país.

Sin embargo, antes de aplicar directamente los datos aquí obtenidos en la elaboración de propuestas concretas de conservación, lo más recomendable es realizar muestreos en las áreas prioritarias encontradas en este estudio, y así contar con datos más exactos acerca de la identidad de las especies, de su distribución y del estado de las poblaciones allí presentes.

ANEXOS

ANEXO I

Bibliografía de los cambios taxonómicos y de distribución de las especies de mamíferos de México, desde 1981 hasta 1993

- Alvarez-Castañeda, T. y T. Alvarez. 1991. Los murciélagos de México, Instituto Politécnico Nacional. México, D.F., 64pp.
- Alvarez-Castañeda, T. y T. Alvarez. 1991. Los murciélagos de Chiapas. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F., 211 pp.
- Alvarez, T. y O. Polaco. 1984. Estudio de los mamíferos capturados en la Michilta, sureste de Durango, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México*, 28:99-148.
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones, Jr. 1972a. *Megasorex gigas*. *Mammalian Species*, 16:1-2.
- Audet, D., M. D. Engstrom y M. B. Fenton. 1993. Morphology, karyology, and echolocation calls of *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae) from the Yucatan Peninsula. *Journal of Mammalogy*, 74:498-502.
- Baker, R. J. 1984. A sympatric cryptic species of mammal: A new species of *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Systematic Zoology*, 33:178-183.
- Baker, R. J., R. K. Barnett e I. F. Greenbaum. 1979. Chromosomal evolution in grasshopper mice (*Onychomys*, Cricetidae). *Journal of Mammalogy*, 60:297-306.
- Baker, R. J. y C. L. Clark. 1987. *Uroderma bilobatum*. *Mammalian Species*, 279:1-4.
- Baker, R. J., C. G. Dunn y K. Nelson. 1988a. Electrophoretic study on the relationships of four species of *Phyllostomus* and *Phylloderma*. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 125:1-14.
- Baker, R. J., J. C. Patton., H. H. Genoways y J. W. Bickham. 1988a. Genic studies of *Lasius* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 117:1-15.
- Baumgardner, G. D. y D. J. Schmidly. 1981. Systematics of the southern races of two species of Kangaroo rats (*Dipodomys compactus* and *D. ordii*). *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 73:1-27.
- Benson, D. L. y F. R. Gehlbach. 1979. Ecological and taxonomic notes on the rice rat (*Oryzomys couesi*) in Texas. *Journal of Mammalogy*, 60:225-228.
- Best, T. L. 1978. Variation in kangaroo rats (genus *Dipodomys*) of the *heermanni* group in Baja California, México. *Journal of Mammalogy*, 59:160-175.
- Best, T. L. y M. L. Kennedy. 1984. The broad-tailed bat (*Tadarida laticaudata*) in Colima, México. *The Southwestern Naturalist*, 29:360-361.
- Bradley, R. D. y D. J. Schmidly. 1987. The glands penis and bacula in Latin American taxa of the *Peromyscus boylii* group. *Journal of Mammalogy*, 68:595-616.

- Callahan, J. R. 1977. Diagnosis of *Eutamias obscurus* (Rodentia: Sciuridae). *Journal of Mammalogy*, 58:188-201.
- Callahan, J. R. 1980. Taxonomic status of *Eutamias butleri*. *The Southwestern Naturalist*, 25:1-8.
- Carleton, M. D. 1977. Interrelationships of populations of the *Peromyscus boylii* species group (Rodentia, Muridae) in Western Mexico. *Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan*, 675:1-47.
- Carleton, M. D. 1979. Taxonomic status and relationships of *Peromyscus boylii* from El Salvador. *Journal of Mammalogy*, 60:280-296.
- Carleton, M. D. 1980. Phylogenetic relationships in neotomine-peromyscine rodents (Muroidea) and a reappraisal of the dichotomy within New World Cricetinae. *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, 157:VII + 146.
- Carleton, M. D. 1989. Systematics and Evolution. Pp: 7-14. En: *Advances in the study of Peromyscus (Rodentia)*. (G. L. Kirkland y J. N. Layne, eds.). Texas Tech University Press, Lubbock, 367pp.
- Cuarón, A. D., I. J. March y P. M. Rockstroh. 1989. A second armadillo (*Cubassous centralis*) for the fauna of Guatemala and México. *Journal of Mammalogy*, 70:870-871.
- Czaplewski, N. J. 1983. *Idionycteris phyllotis*. *Mammalian Species*, 208:1-4.
- Davidow, H. B. R., I. K. Jones Jr., y R. R. Hollander. 1989. *Cratogeomys castanops*. *Mammalian species*, 338:1-6.
- Davis, B. L. y R. J. Baker. 1974. Morphometrics, evolution and cytotaxonomy of mainland bats of the genus *Macrotus* (Chiroptera: Phyllostomatidae). *Systematic Zoology*, 23:26-39.
- Davis, W. B. 1984. Review of the large fruit-eating bats of the *Artibeus "lituratus"* complex (Chiroptera: Phyllostomidae) in Middle America. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 93:1-15.
- Decker, D. M. 1991. Systematics of the coatis, genus *Nasua* (Mammalia: Procyonidae). *Proceedings of the biological Society of Washington*, 104:370-386.
- Dolan, P. G. 1989. Systematics of Middle American Mastif bats of the genus *Molossus*. *Special Publications, The Museum Texas Tech University*, 29:1-71.
- Engstrom, M. D., T. E. Lee y D. E. Wilson. 1987b. *Bauerus dubiaquercus*. *Mammalian Species*, 282:1-3.
- Engstrom, M. D., O. Sanchez-Herrera, y G. Urbano-Vidales. 1992. Distribution, geographic variation, and systematic relationships within *Nelsonia* (Rodentia: Sigmodontinae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 105:867-881.
- Freeman, P. W. 1981. A multivariate study of the family Molossidae (Mammalia: Chiroptera): morphology, ecology, evolution. *Fieldiana, Zoology, New Series*, 7:1-173.
- Gardner, A. L. 1986. The taxonomic status of *Glossophaga morenoi* Martinez y Villa 1938 (Mammalia: Chiroptera: Phyllostomidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 99:489-492.
- Greenhall, A. M., G. Joermann, U. S. Schmidt y M. R. Seidel. 1983. *Desmodus rotundus*. *Mammalian Species*, 202:1-6.

- Groves, C. P. 1982a. Cranial and dental characteristics in the systematics of Old World Felidae. *Carnivore*, 5:28-39.
- Hafner, J. C. y M. S. Hafner. 1983. Evolutionary relationships of heteromyid rodents. *Great Basin Naturalist, Memoirs*, 7:3-29.
- Haiduk, M. W., J. W. Bickham, y D. J. Schmidly. 1979. Karyotypes of six species of *Oryzomys* from Mexico and Central America. *Journal of Mammalogy*, 60:610-615.
- Hall, E. R. 1981. *The mammals of North America*. John Wiley and Sons. New York, 1:1-600+90, 2:601-1181+90.
- Hinesley, L. L. 1979. Systematics and distribution of two chromosome forms in the southern grasshopper mouse, genus *Onychomys*. *Journal of Mammalogy*, 60:117-128.
- Hofflander, R. R. 1990. Biosystematics of the yellow-faced pocket gopher, *Cratogeomys castanops*, (Rodentia: Geomidae) of the United States. *Special Publications, The Museum Texas Tech University*, 33:1-62.
- Hood, C. S., L. W. Robbins, R. J. Baker y H. S. Shellhammer. 1984. Chromosomal studies and evolutionary relationships of an endangered species, *Reithrodontomys raviventris*. *Journal of Mammalogy*, 65:655-677.
- Huckaby, D. G. 1980. Species limits in the *Peromyscus mexicanus* group (Mammalia: Rodentia: Muroidea). *Contributions in Science, Natural History Museum of Los Angeles County*, 326:1-24.
- Humphrey, S. R. y H. W. Setzer. 1989. Geographic variation and taxonomic revision of rice rats (*Oryzomys palustris* and *O. argentatus*) on the United States. *Journal of Mammalogy*, 70:557-570.
- International Commission on Zoological Nomenclature. 1957c. Opinion 462. Addition to the Official List of Generic Names in Zoology of the generic name *Mormoops* Leach, 1820 (Class Mammalia). Opinions and declarations rendered by the International Commission on Zoological Nomenclature, 16:1-12.
- International Commission of Zoological Nomenclature. 1960. Opinion 581. Determination of the generic names for the fallow deer of Europe and the virginian deer of America (Class Mammalia). *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 17:267-275.
- Jones, Jr, J. K., J. Arroyo-Cabrales y R. D. Owen. 1988. Revised checklist of bats (Chiroptera) of Mexico and Central America. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 120:1-34.
- Junge, J. A. y R. S. Hoffmann. 1981. An annotated key to the long-tailed shrews (genus *Sorex*) of the U. S. and Canada, with notes on Middle American *Sorex*. *Occasional papers of the Museum of Natural History. University of Kansas, Lawrence*, 94:1-48.
- Kennedy, M. L., T. L. Best y M. J. Harvey. 1984. Bats of Colima, Mexico. *Mammalia*, 48:397-408.
- Kratochvíl, J. 1982c. Karyotype und System der familie Felidae (Carnivora, Mammalia). *Folia Zoologica*, 31:289-304.
- Lee, T. E. Jr. y M. D. Engstrom. 1991. Genetic variation in the silky pocket mouse (*Perognathus flavus*) in Texas and New Mexico. *Journal of Mammalogy*, 72:273-285.

- Levenson, H., R. S. Hoffmann, C. F. Nadler, L. Deutsch y S. D. Freeman. 1985. Systematics of the holarctic chipmunks. *Journal of Mammalogy*, 66:219-242.
- Lindsay, S. L. 1981. Taxonomic and biogeographic relationships of Baja California Chickarees (*Tamiasciurus*). *Journal of Mammalogy*, 62:673-682.
- Medellín, R. A. 1988. Prey of *Chrotapterus auritus*, with notes on feeding behavior. *Journal of Mammalogy*, 69:841-844.
- Medellín, R. A., G. Cancino Z., A. Clemente M. y R. O. Guerrero, V. 1992. Noteworthy records of three mammals from México. *The Southwestern Naturalist*, 37:427-429.
- Medellín, R. A., G. Urbano-V., O. Sánchez-Herrera, G. Tellez-Girón y H. T. Arita. 1986. Notas sobre murciélagos del este de Chiapas. *The Southwestern Naturalist*, 31:532-535.
- Medellín, R. A., D. E. Wilson y D. Navarro L. 1985. *Micronycteris brachyotis*. *Mammalian Species*, 251:1-4.
- Modi, W. S. y M. R. Lee. 1984. Systematic implications of chromosomal banding analyses of populations of *Peromyscus truei* (Rodentia:Muridae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 97:716-723.
- Nowak, R. M. 1991. Walker's mammals of the world. 5th. ed. John Hopkins University Press, Baltimore, 1:1-642, 2:643-1629.
- Owen, R. D. 1991. The systematic status of *Dermanura concolor* (Peters, 1865) (Chiroptera: Phyllostomidae), with description of a new genus. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 206:18-25.
- Polaco, O. J. y R. Muñiz-Martínez. 1987. Los murciélagos de la costa de Michoacán, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 31:63-89.
- Ramírez-Pulido, J., R. López-Wilchis, C. Müdespacher e I. E. Lira. 1983. Lista bibliográfica reciente de los mamíferos de México. UAM-Iztapalapa, México, 363pp.
- Repenning, C. A. 1967. Subfamilies and genera of the Soricidae. *Geological Survey Professional Paper*, 565:1-74.
- Rogers, D. S. y D. J. Schmidly. 1982. Systematics of spiny pocket mice (genus *Heteromys*) of the *desmarestianus* species group from México and Northern Central America. *Journal of Mammalogy*, 63:375-386.
- Ryan, J. M. 1989a. Comparative myology and phylogenetic systematics of the Heteromyidae (Mammalia, Rodentia). *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, 176:1-103.
- Sanchez-Hernández, C. y G. Gaviño de la Torre. 1988a. Registro de tres especies de mamíferos para la región central y occidental de México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Zoológica*, 58:477-478.
- Schmidly, D. J., R. D. Bradley y P. S. Catto. 1988. Morphometric differentiation and taxonomy of the chromosomally characterized groups of *Peromyscus boylii* from East-Central Mexico. *Journal of Mammalogy*, 69:462-480.

- Schmidly, D. J. y F. S. Hendricks. 1984. Mammals of the San Carlos Mountains of Tamaulipas, México. Pp. 15-69. En: Contributions in Mammalogy in Honor of Robert L. Packard (Martin, R. E. y B. R. Chapman, eds.). Special Publications, The Museum Texas Tech University, 22:1-234.
- Schmidly, D. J., M. Raymond, W. Modi y E. G. Zimmerman. 1985. Systematics and notes on the biology of *Peromyscus hooperi*. Occasional papers, The Museum Texas Tech University, 97:1-40.
- Sullivan, J. M., C. W. Kilpatrick, y P. D. Rennert. 1991. Biochemical systematics of the *Peromyscus boylii* species group. *Journal of Mammalogy*, 72:669-680.
- Urbano-V. G., O. Sanchez-Herrera, G. Tellez-Girón, y R. A. Medellín. 1987. Additional records of mexican mammals. *The Southwestern Naturalist*, 52:134-137.
- Van Zyll de Jong, C. G. 1972. A systematic review of the Nearctic and Neotropical river otters (genus *Lutra*, Mustelidae, Carnivora). *Royal Ontario Museum, Life Sciences, Contribution*, 80:1-104.
- Van Zyll de Jong, C. G. 1984. Taxonomic relationship of nearctic small-footed bats of the *Myotis leibii* group (Chiroptera: Vespertilionidae). *Canadian Journal of Zoology*, 62:2519-2526.
- Werbitsky, D. y C. W. Kilpatrick. 1987. Genetic variation and genetic differentiation among allopatric populations of *Megadontomys*. *Journal of Mammalogy*, 68:305-312.
- Webster, D. y J. K. Jones Jr. 1982. A new subspecies of *Glossophaga commissarisi* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Western Mexico. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 76:1-6.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1984. *Glossophaga leachii*. *Mammalian Species*, 226:1-3.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1984. A new subspecies of *Glossophaga mexicana* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Southern Mexico. *Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University*, 91:1-5.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1985. *Glossophaga mexicana*. *Mammalian Species*, 245:1-2.
- Willis, K. B., M. R. Willig y J. K. Jones, Jr. 1990. *Vampyroides caraccioli*. *Mammalian Species*, 359:1-4.
- Wilson, D. E., R. A. Medellín, D. V. Lanning y H. T. Arita. 1985. Los murciélagos del noreste de México, con una lista de especies. *Acta Zoológica Mexicana*, 8:1-26.
- Wilson, D. E. y D. M. Reeder. 1993. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. 2^a ed. Smithsonian Institution Press, Washington., 1206 pp.
- Wright, D. B. 1989. Phylogenetic relationships of *Catagonus wagneri*: sister taxa from the Tertiary of North America. Pp. 281-308. En: *Advances in Neotropical Mammalogy*. (K. H. Redford y J. F. Eisenberg, eds.). Sant Hill Crane Press, Gainesville, Florida, 554pp.

FALTA PAGINA

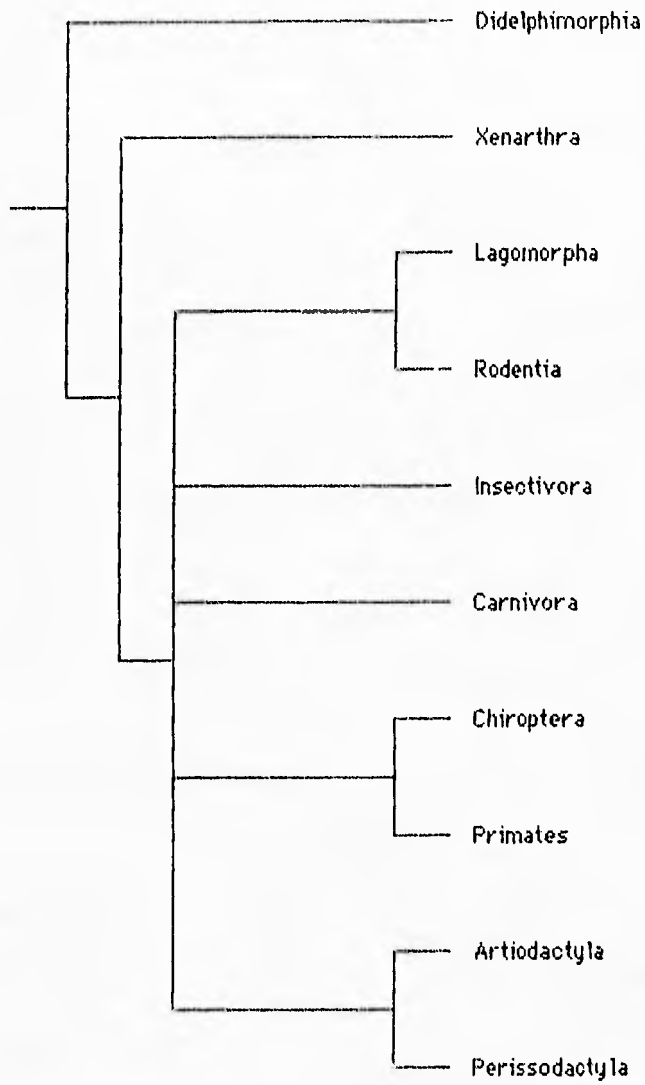
No.

100

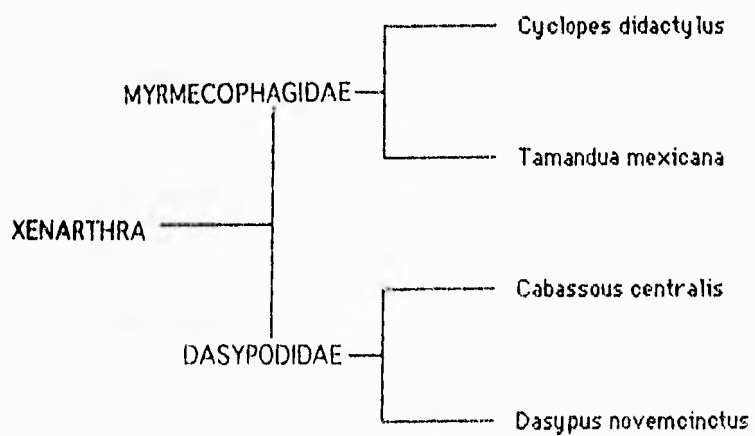
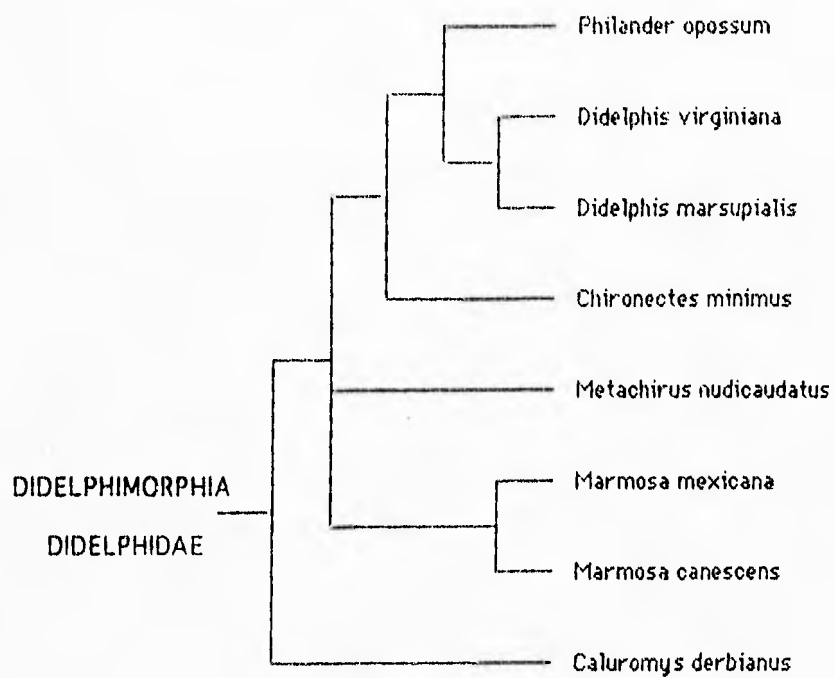
ANEXO 2

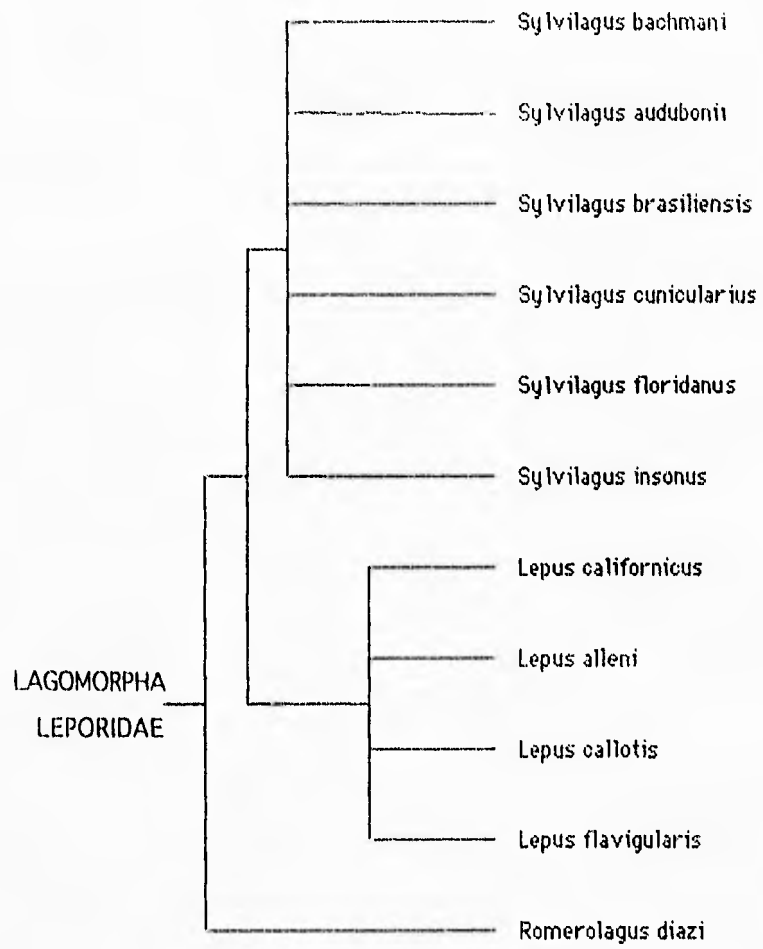
Filogenia de los mamíferos de México

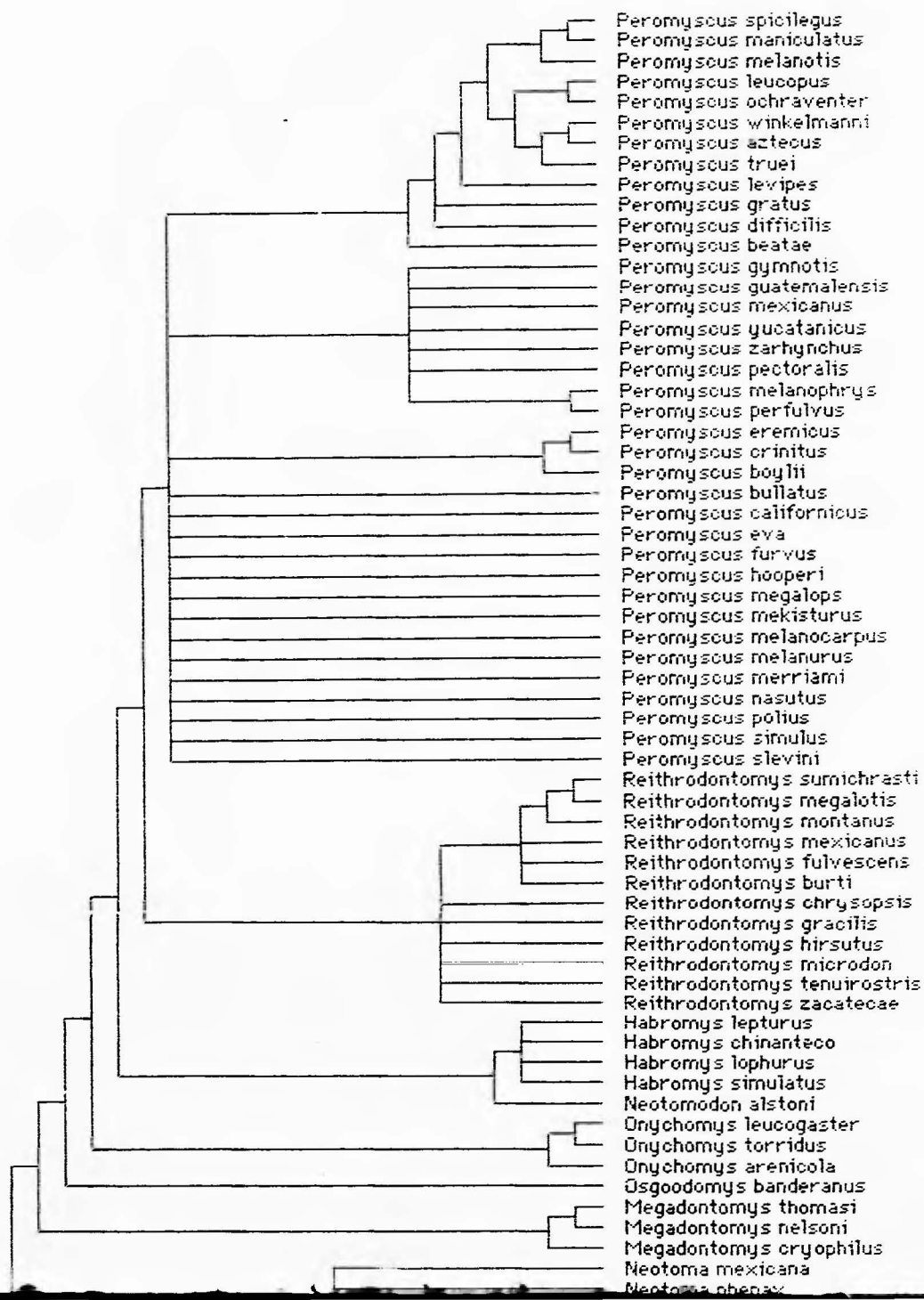
Órdenes de mamíferos existentes en México

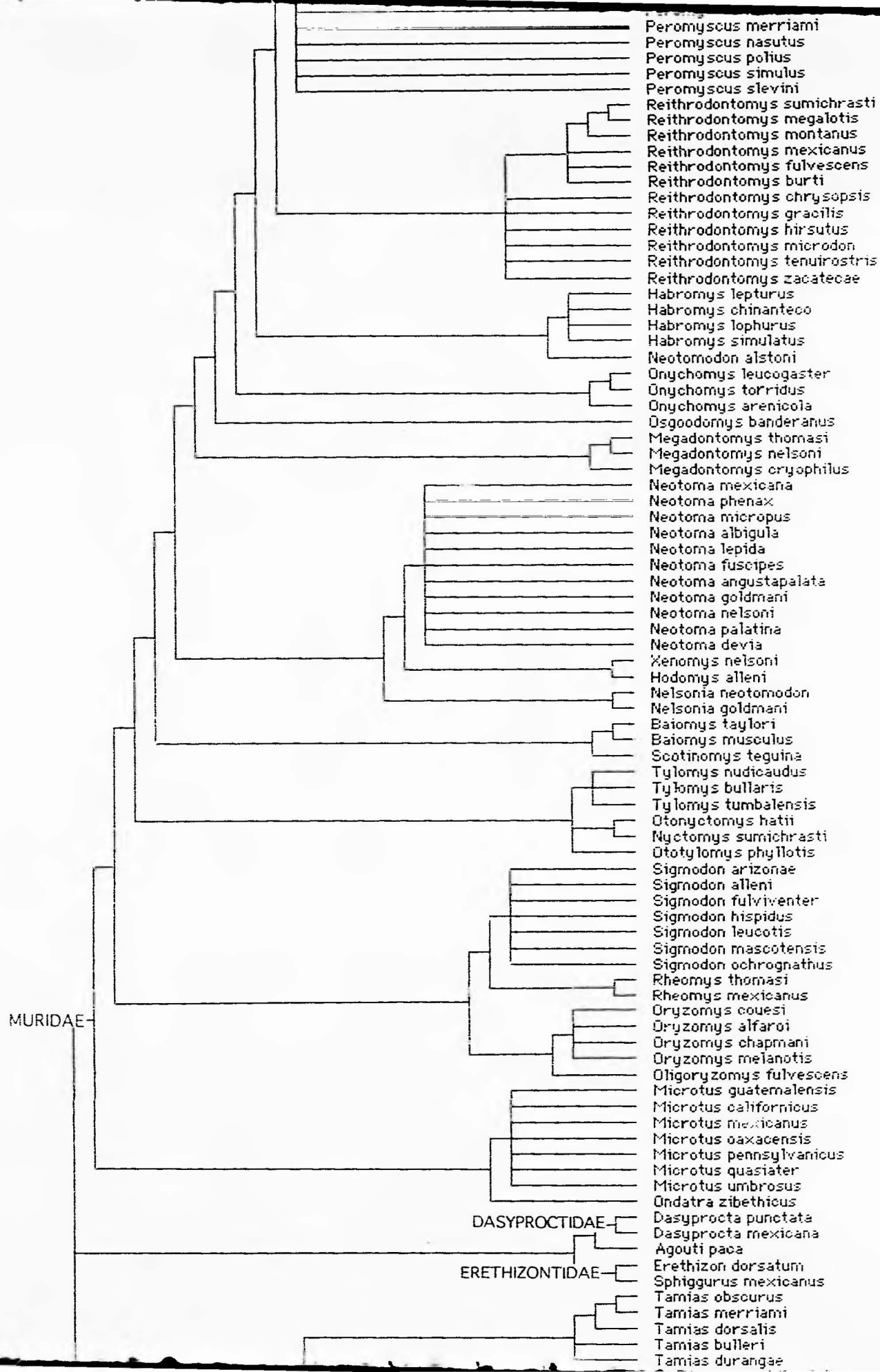


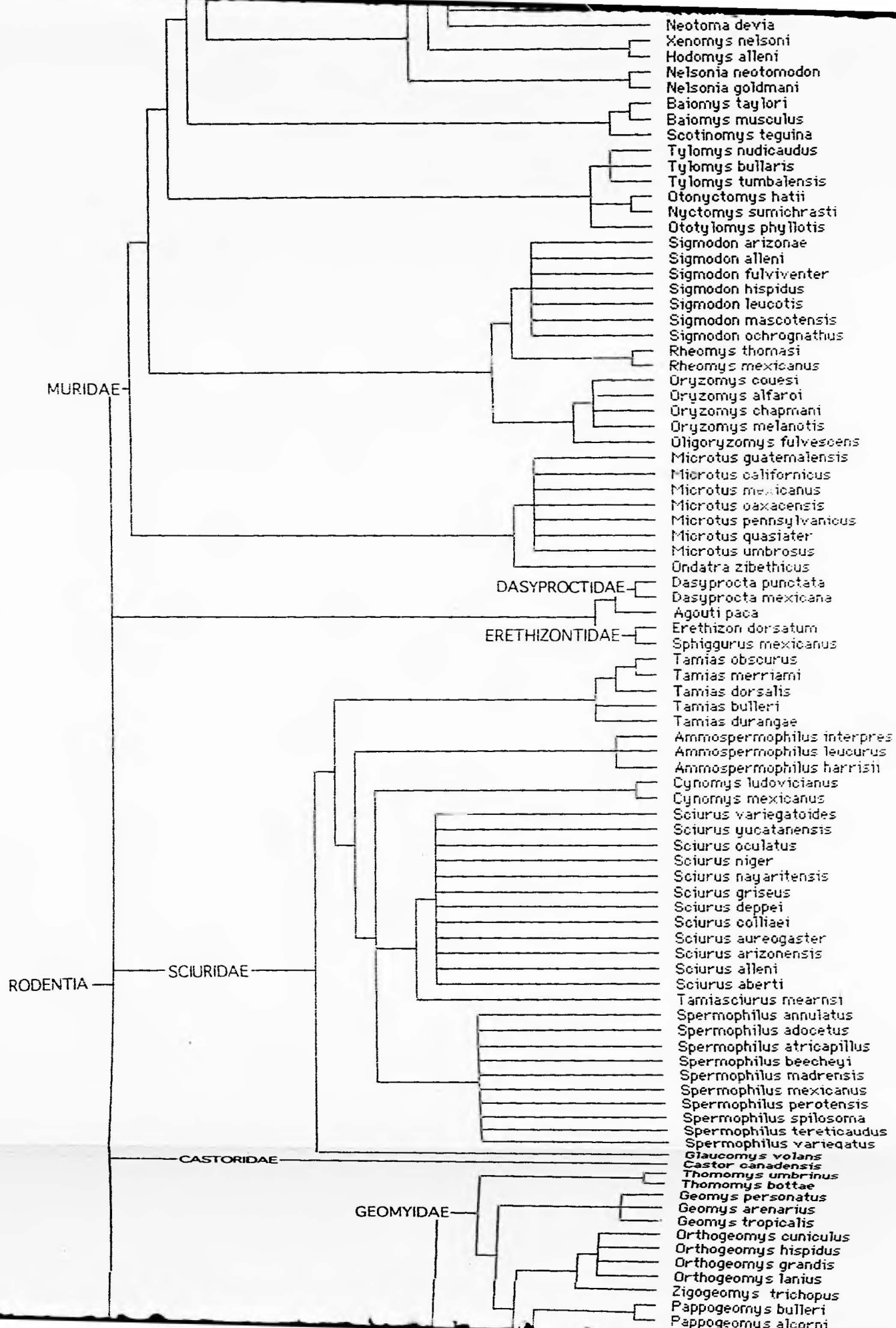
Especies de mamíferos existentes para cada orden

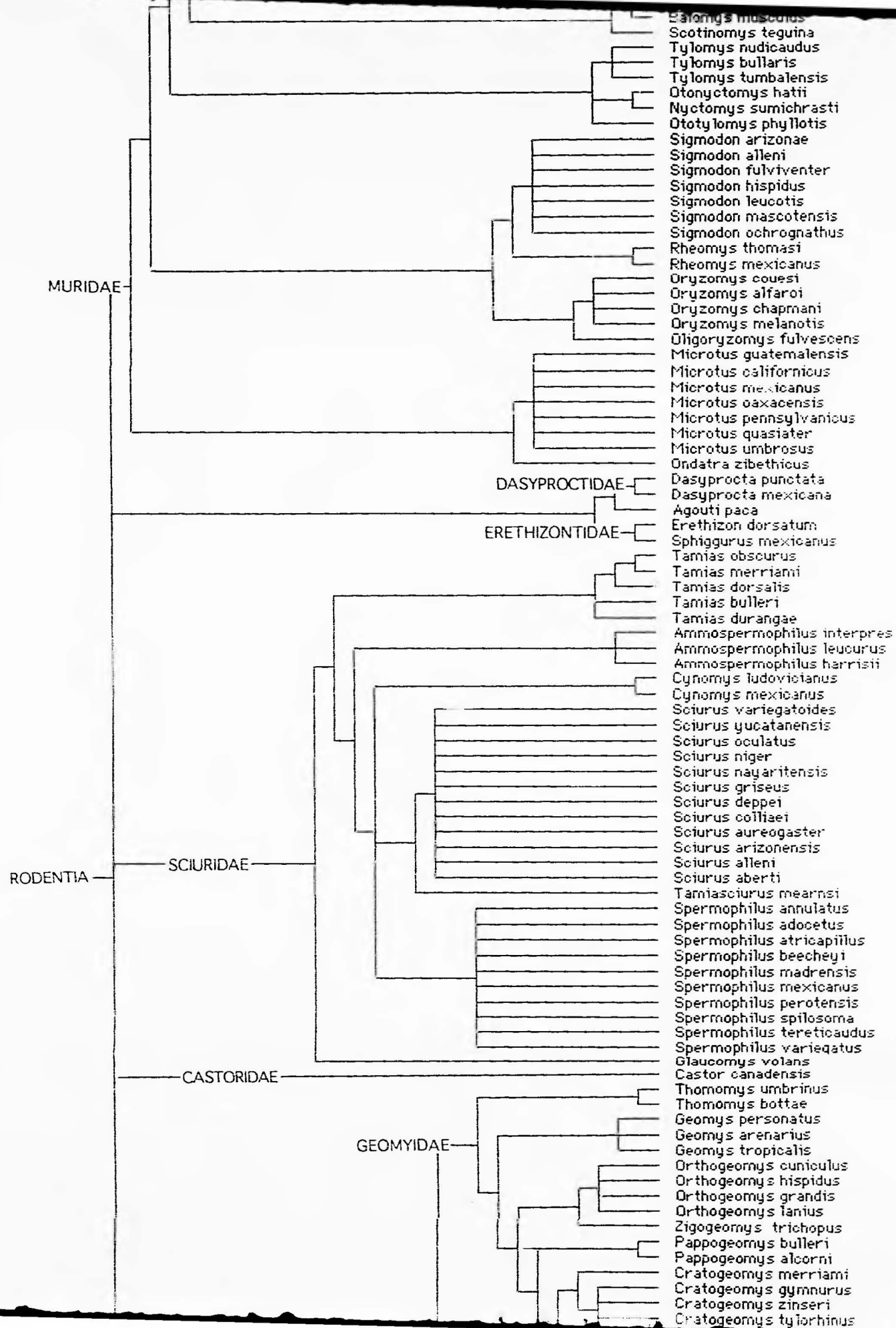


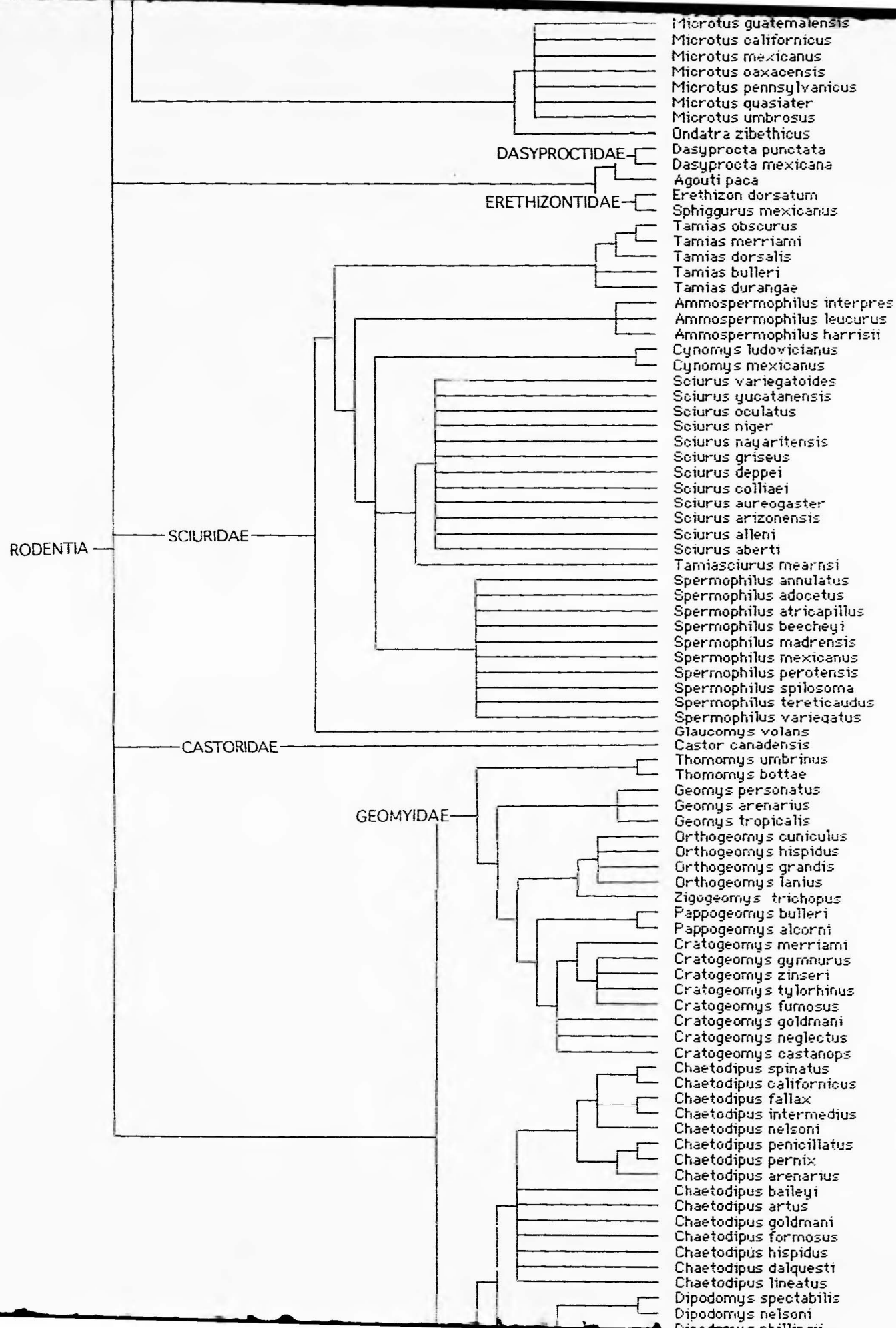


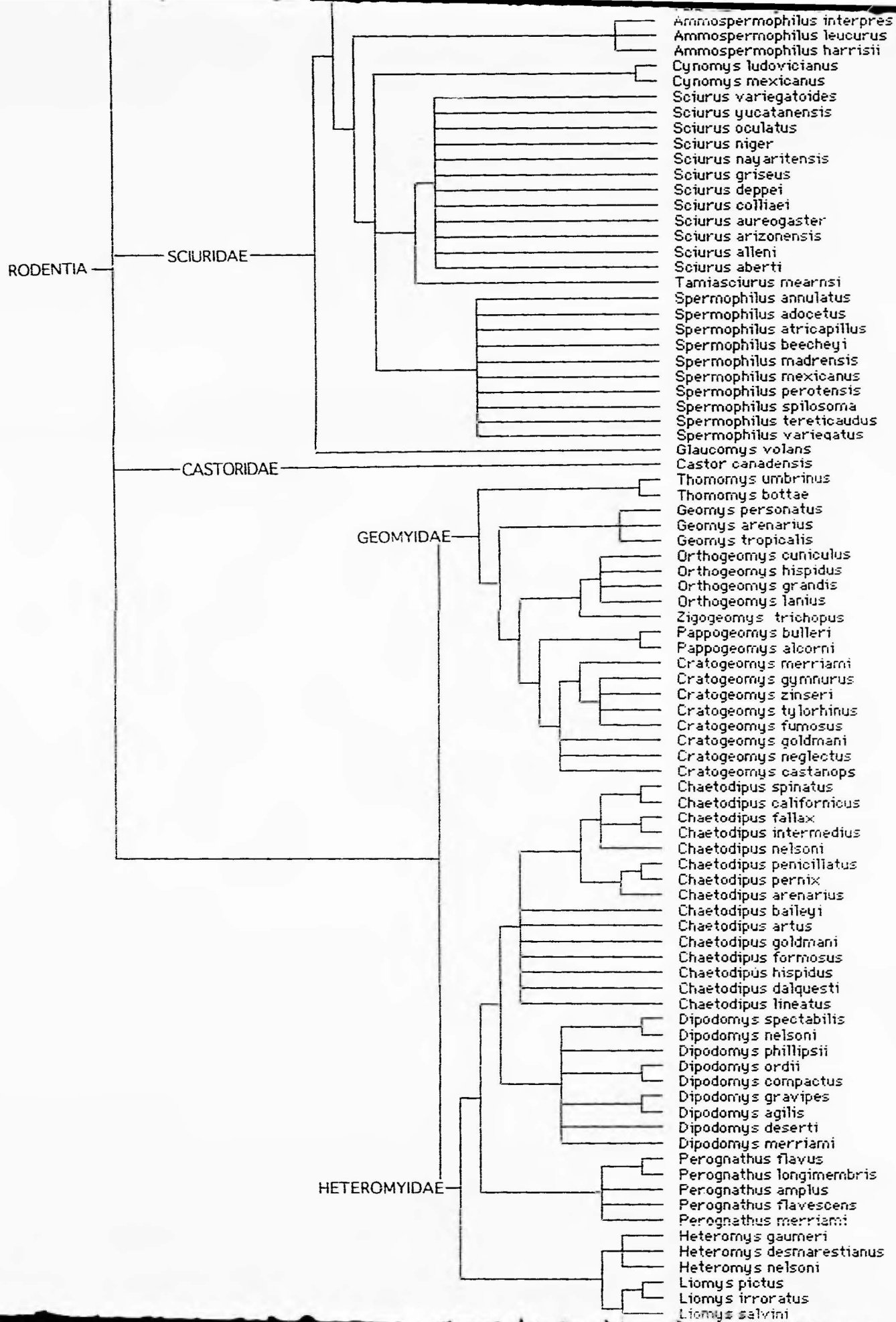


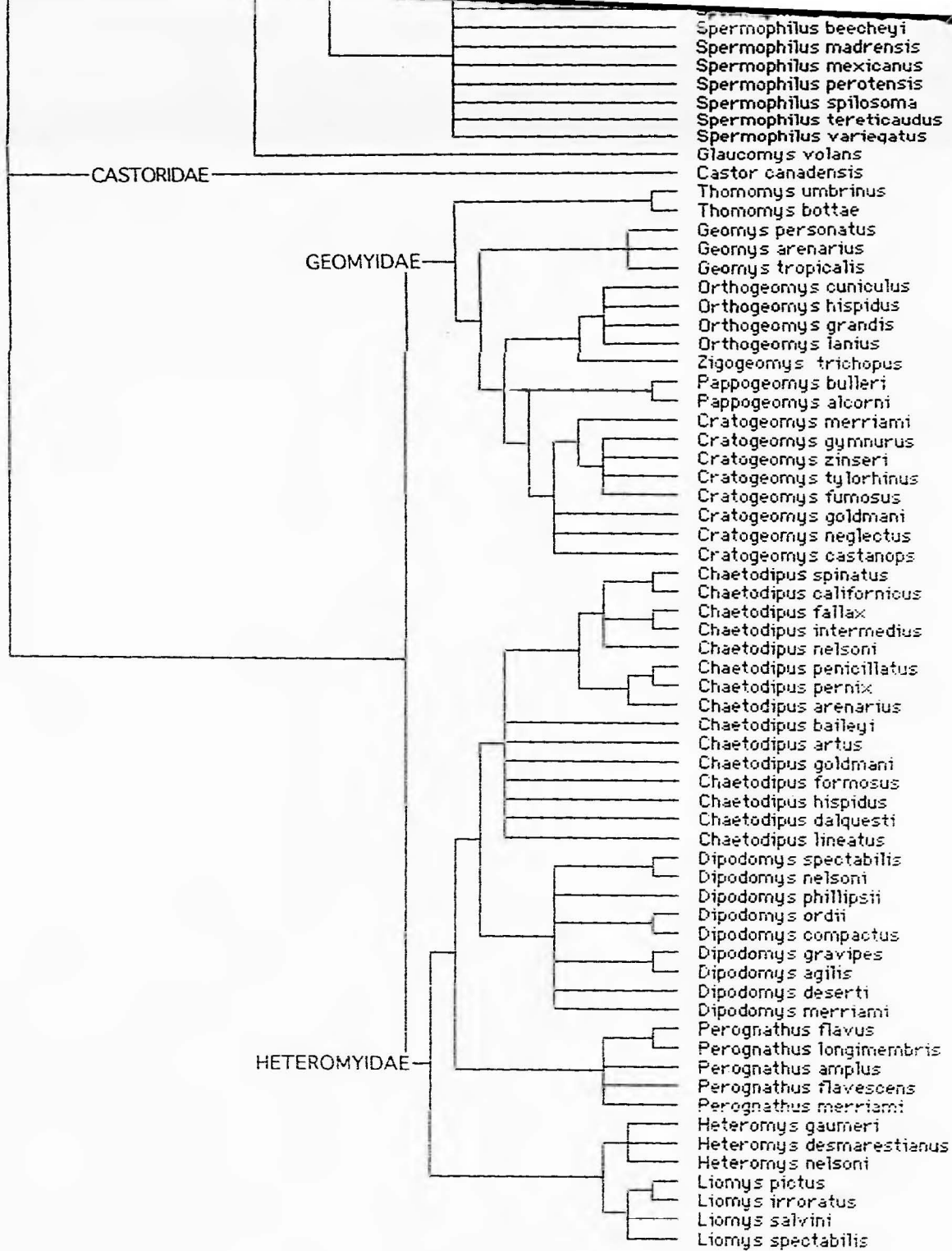


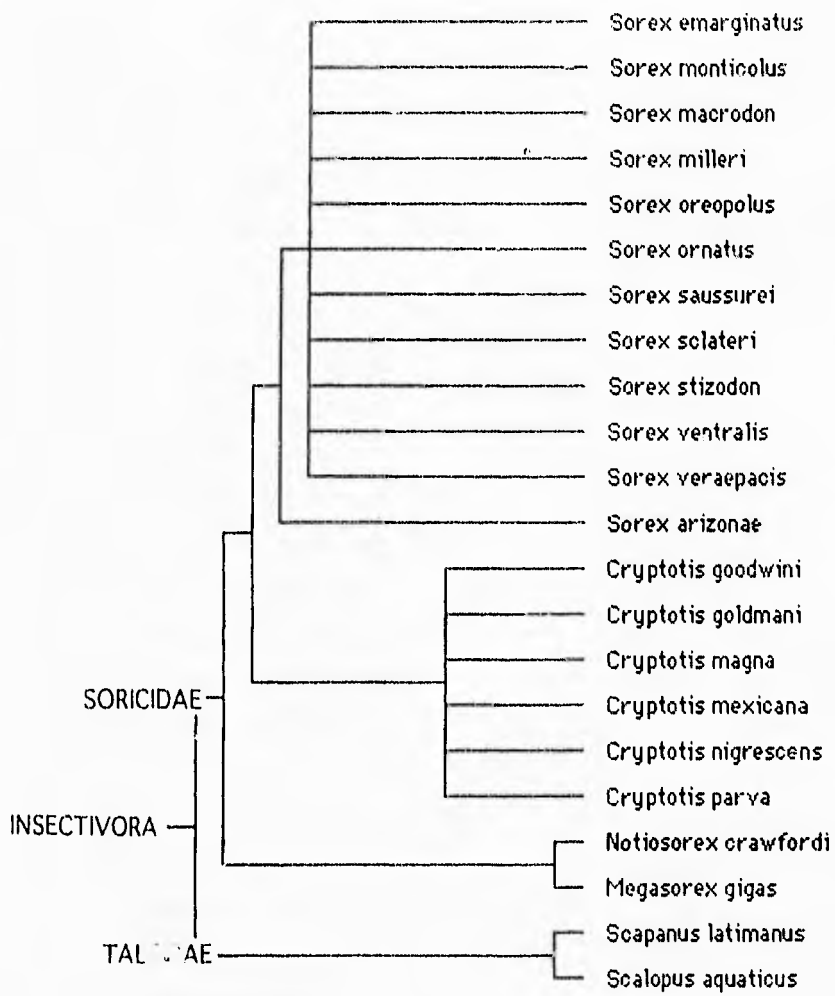


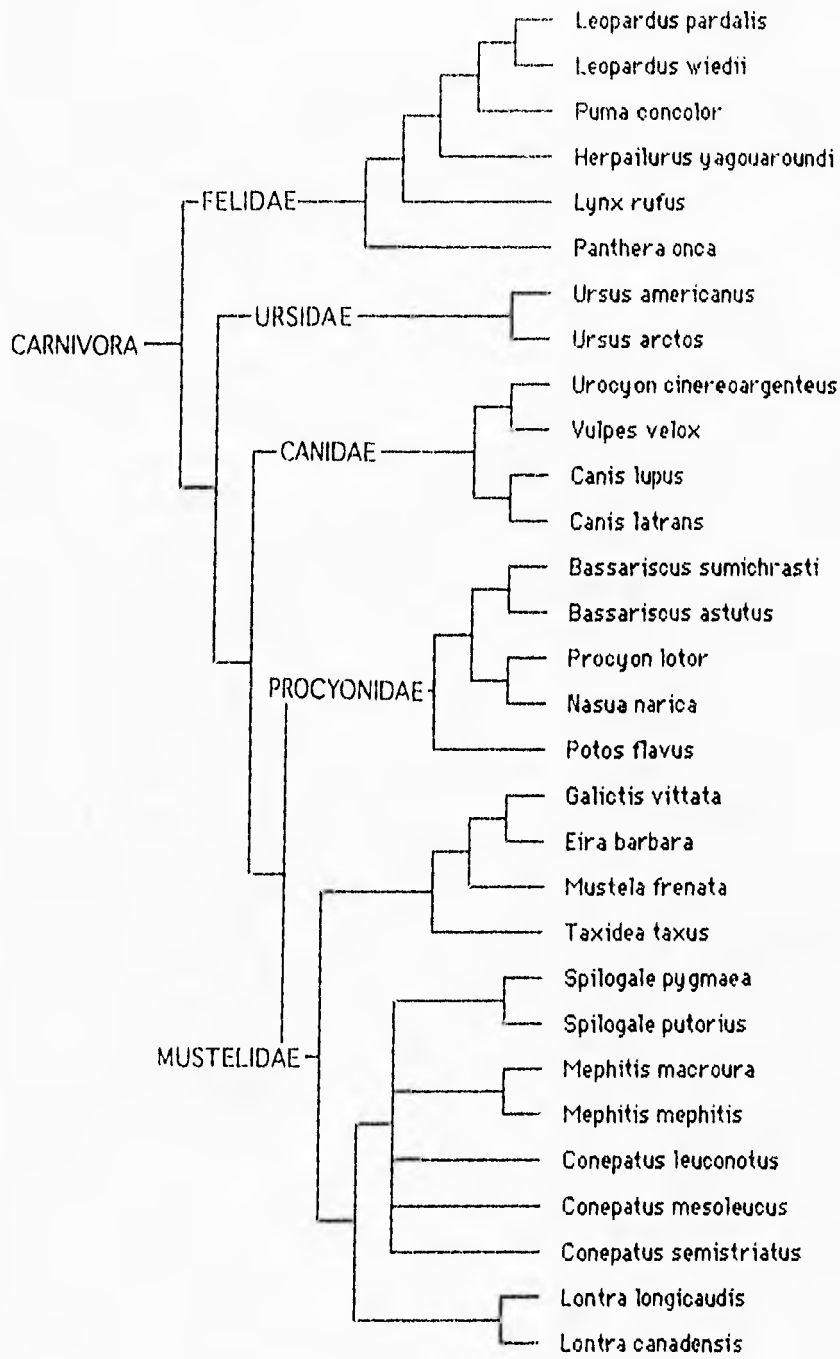


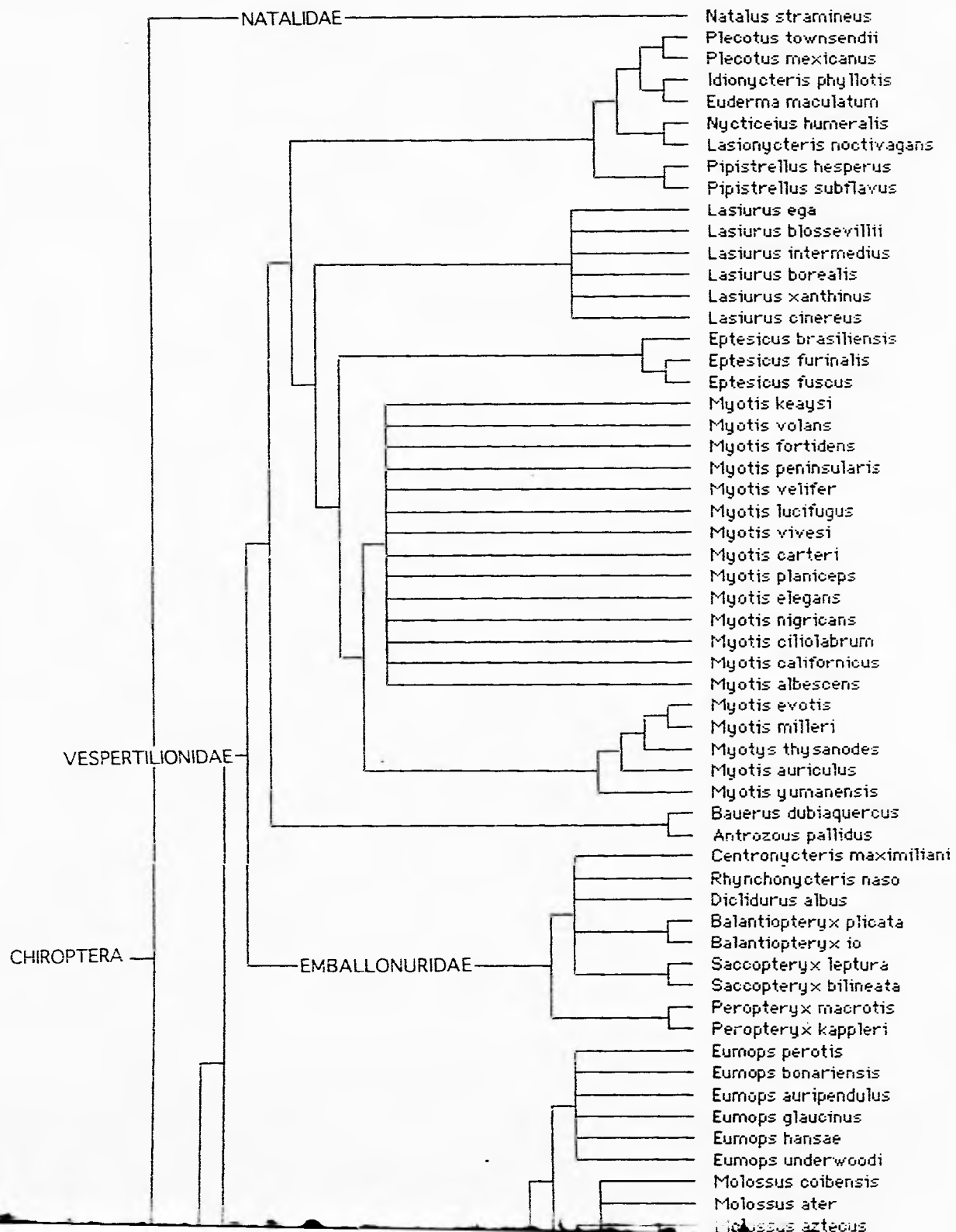


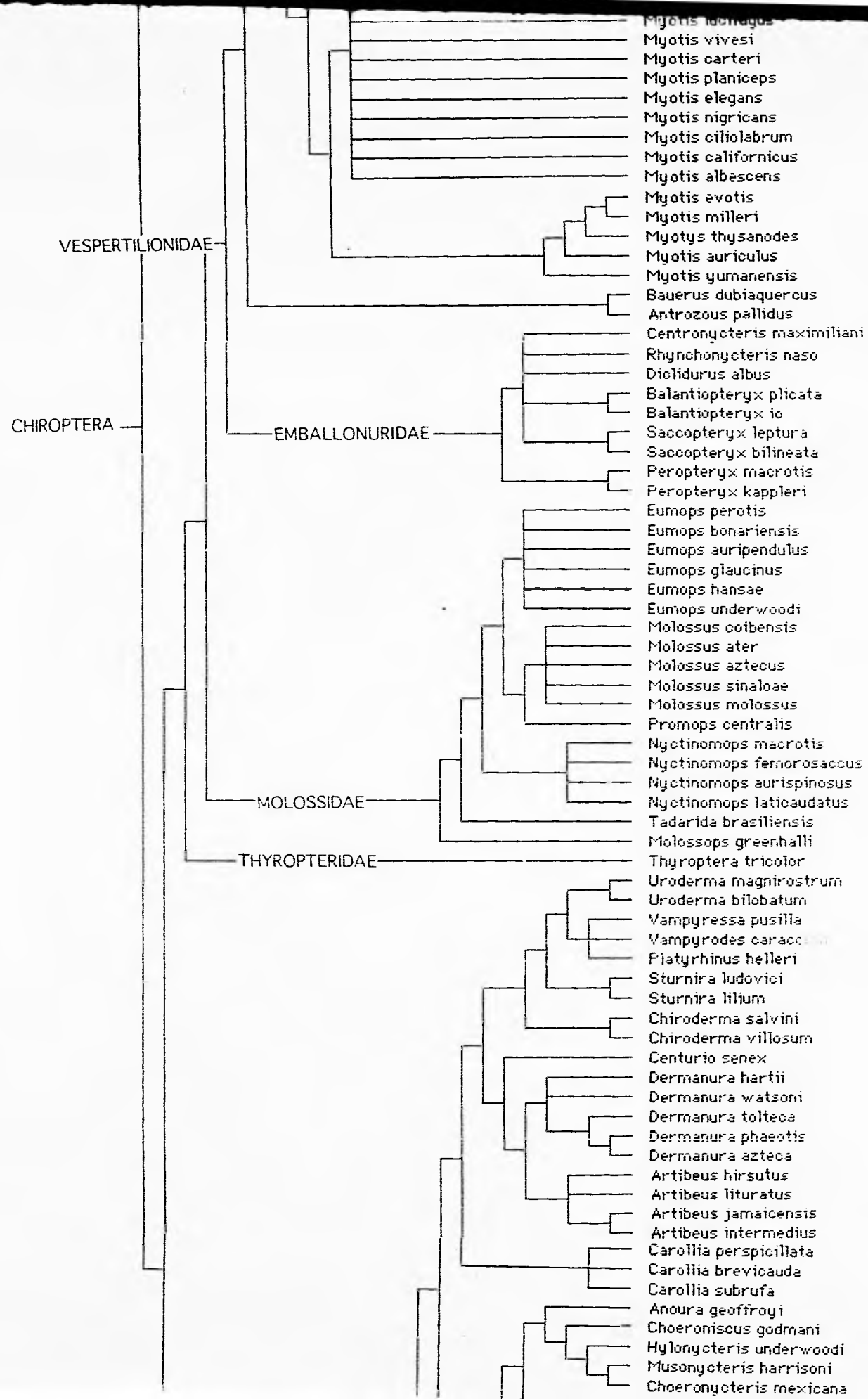


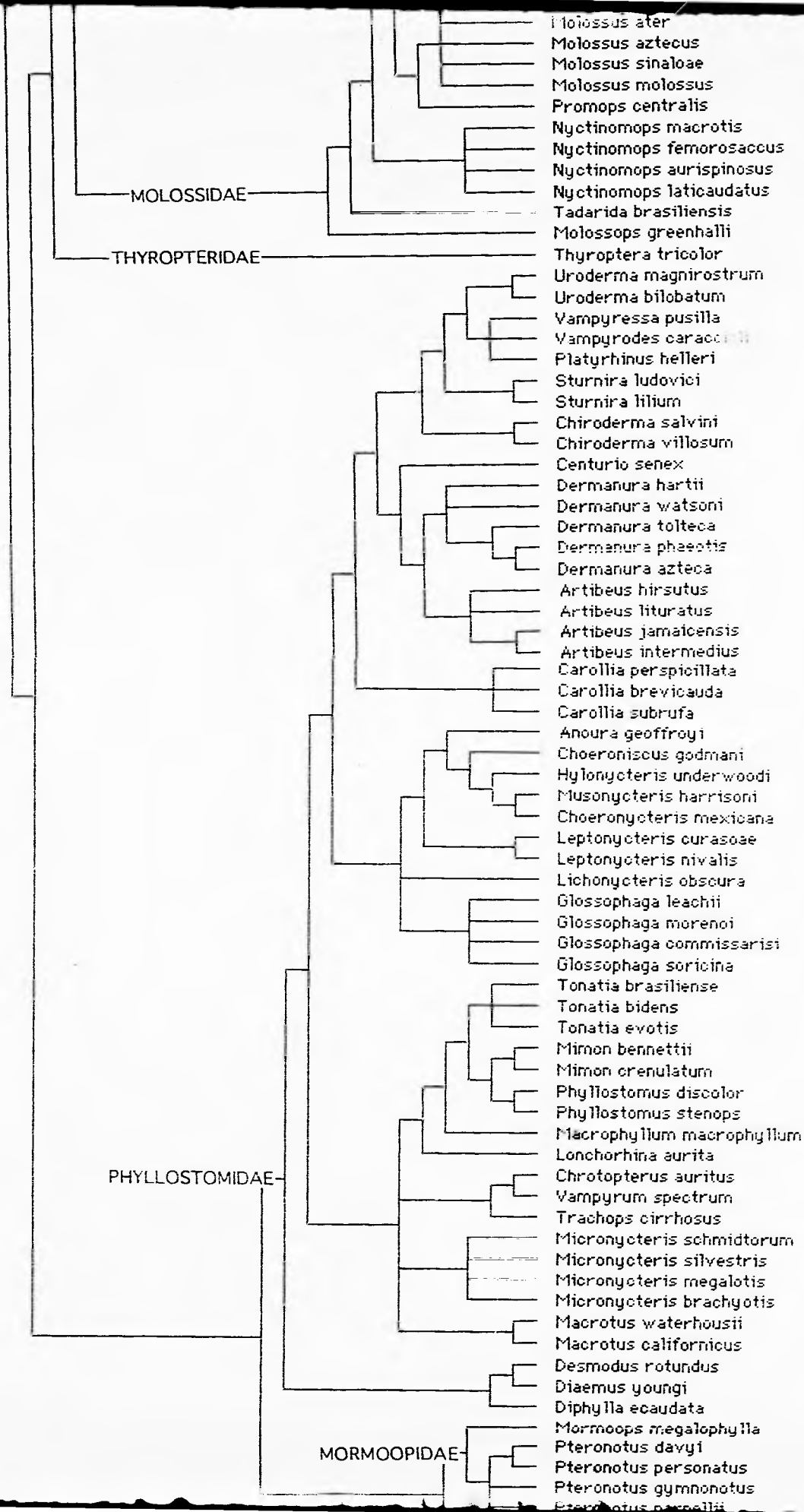


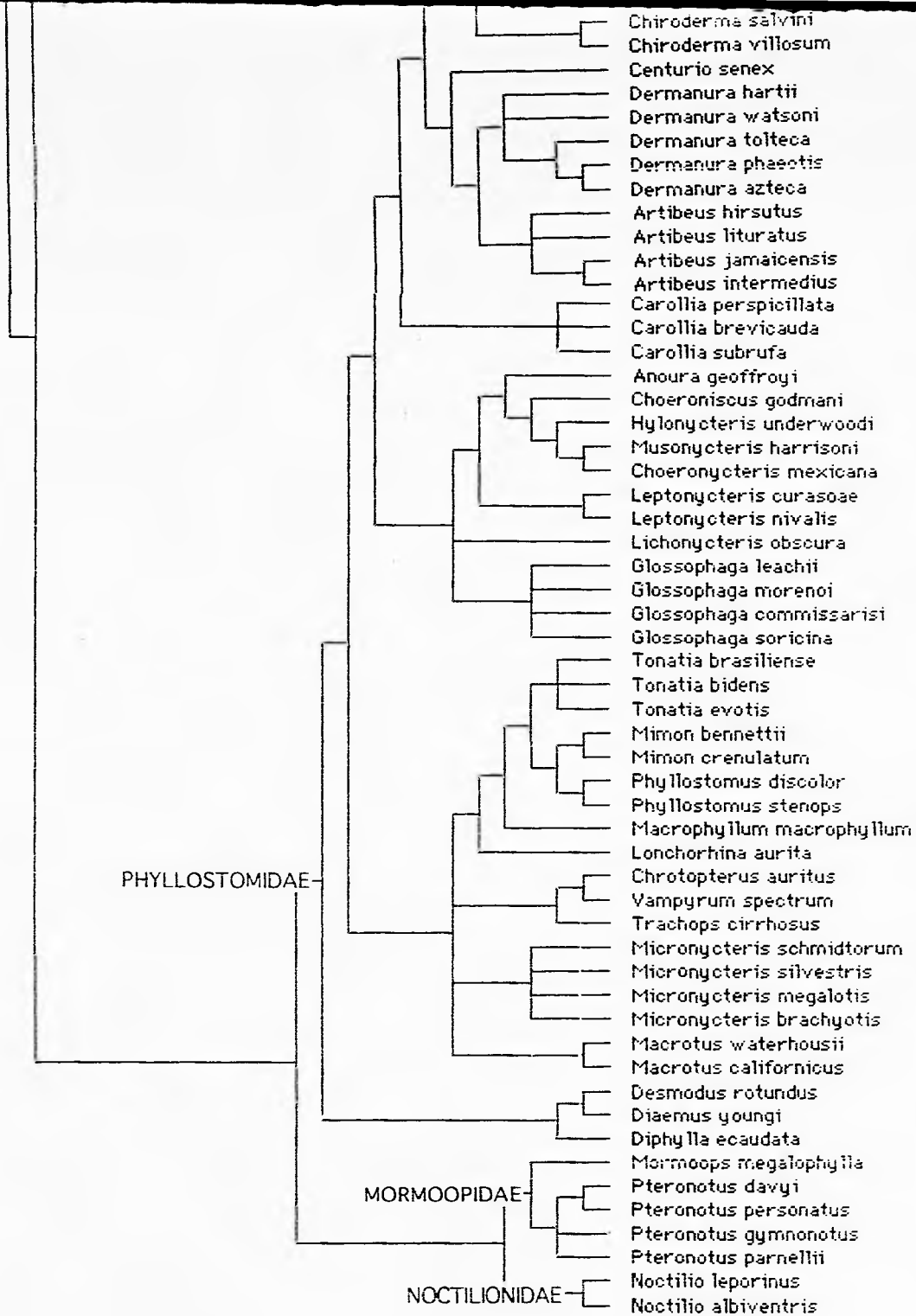


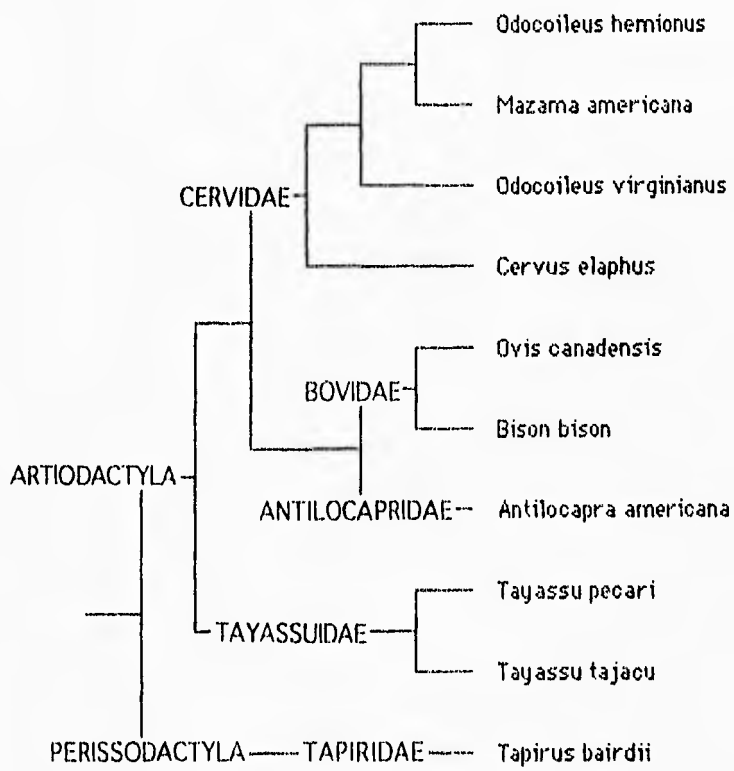
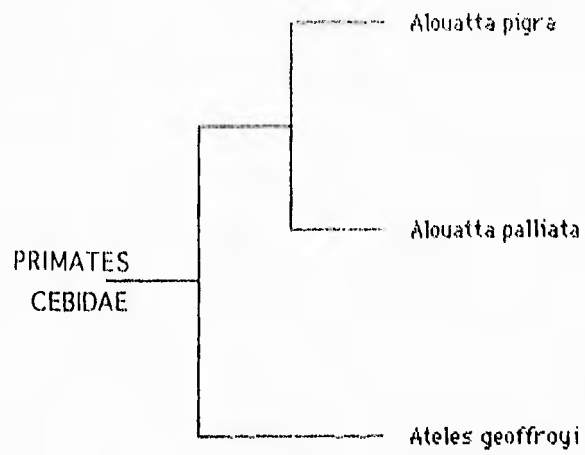












ANEXO 3

Referencias bibliográficas utilizadas en la elaboración de los cladogramas de los mamíferos de México

DIDELPHIMORPHIA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
DIDELPHIDAE	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
Caturomys	Kirsch, 1977
C. derbrianus	Kirsch, 1977
Chironectes	Kirsch, 1977
C. minimus	Kirsch, 1977
Didelphis	Kirsch, 1977
D. marsupialis	Kirsch, 1977
D. virginiana	Kirsch, 1977
Marmosa	Kirsch, 1977
M. canescens	Kirsch, 1977
M. mexicana	Kirsch, 1977
Metachirus	Kirsch, 1977
M. nudicaudatus	Kirsch, 1977
Philander	Kirsch, 1977
P. opossum	Kirsch, 1977
XENARTHRA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
DASYPODIDAE	Eisenberg, 1981
Cabassous	Eisenberg, 1981
C. centralis	Eisenberg, 1981
Dasypus	Eisenberg, 1981
D. novemcinctus	Eisenberg, 1981
MYRMECOPHAGIDAE	Eisenberg, 1981
Cyclopes	Eisenberg, 1981
C. didactylus	Eisenberg, 1981
Tamandua	Eisenberg, 1981
T. mexicana	Eisenberg, 1981
INSECTIVORA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
SORICIDAE	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
Cryptotis	George, 1988
C. goldmani	No resuelto

<i>C. goodwini</i>	No resuelto
<i>C. magna</i>	No resuelto
<i>C. mexicana</i>	No resuelto
<i>C. nigrescens</i>	No resuelto
<i>C. parva</i>	No resuelto
Megasorex	George, 1988
<i>M. gigas</i>	George, 1988
Notiosorex	George, 1988
<i>N. crawfordi</i>	George, 1988
Sorex	George, 1988
<i>S. arizonae</i>	George, 1988
<i>S. emarginatus</i>	No resuelto
<i>S. macrodon</i>	No resuelto
<i>S. milleri</i>	No resuelto
<i>S. monticolus</i>	No resuelto
<i>S. oreopolus</i>	No resuelto
<i>S. ornatus</i>	No resuelto
<i>S. saussurei</i>	No resuelto
<i>S. sclateri</i>	No resuelto
<i>S. stizodon</i>	No resuelto
<i>S. ventralis</i>	No resuelto
<i>S. veraepacis</i>	No resuelto
TALPIDAE	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
Scalopus	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
<i>S. aquaticus</i>	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
Scapanus	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
<i>S. latimanus</i>	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
CHIROPTERA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
EMBALLONURIDAE	Pierson, 1986
Balantiopteryx	Robbins y Sarich, 1988
<i>B. io</i>	Robbins y Sarich, 1988
<i>B. plicata</i>	Robbins y Sarich, 1988
Centronycteris	Robbins y Sarich, 1988
<i>C. maximiliani</i>	Robbins y Sarich, 1988
Dielidurus	Robbins y Sarich, 1988
<i>D. albus</i>	Robbins y Sarich, 1988

Peropteryx	Robbins y Sarich, 1988
<i>P. kappleri</i>	Robbins y Sarich, 1988
<i>P. macrotis</i>	Robbins y Sarich, 1988
Rynchomycteris	Robbins y Sarich, 1988
<i>R. naso</i>	Robbins y Sarich, 1988
Saccolpteryx	Robbins y Sarich, 1988
<i>S. bilineata</i>	Robbins y Sarich, 1988
<i>S. leptura</i>	Robbins y Sarich, 1988
MOLOSSIDAE	Pierson, 1986
Eumops	Freeman, 1981
<i>E. auripendulus</i>	No resuelto
<i>E. bonariensis</i>	No resuelto
<i>E. glaucinus</i>	No resuelto
<i>E. hansae</i>	No resuelto
<i>E. perotis</i>	No resuelto
<i>E. underwoodi</i>	No resuelto
Molossops	Freeman, 1981
<i>M. greenhalli</i>	Freeman, 1981
Molossus	Freeman, 1981
<i>M. ater</i>	No resuelto
<i>M. aztecus</i>	No resuelto
<i>M. coibensis</i>	No resuelto
<i>M. molossus</i>	No resuelto
<i>M. sinaloae</i>	No resuelto
Nyctinomops	Freeman, 1981
<i>N. aurispinosus</i>	No resuelto
<i>N. femorosaccus</i>	No resuelto
<i>N. laticaudatus</i>	No resuelto
<i>N. macrotis</i>	No resuelto
Promops	Freeman, 1981
<i>P. centralis</i>	Freeman, 1981
Tadarida	Freeman, 1981
<i>T. brasiliensis</i>	Freeman, 1981
MORMOOPIDAE	Pierson, 1986
Mormoops	Smith, 1972
<i>M. megalophylla</i>	Smith, 1972

Pteronotus	Smith, 1972
P. davyi	Smith, 1972
P. gymnonotus	No resuelto
P. parnellii	Smith, 1972
P. personatus	Smith, 1972
NATALIDAE	Pierson, 1986
Natalus	Pierson, 1986
N. stramineus	Pierson, 1986
NOCTILIONIDAE	Pierson, 1986
Noctilio	Pierson, 1986
N. albiventris	Pierson, 1986
N. leporinus	Pierson, 1986
PHYLLOSTOMIDAE	Pierson, 1986
Desmodus	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
D. rotundus	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
Diaemus	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
D. youngi	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
Diphylla	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
D. ecaudata	Honeycutt <i>et al.</i> , 1981
Macrotus	Honeycutt y Sarich, 1987
M. californicus	Honeycutt y Sarich, 1987
M. waterhousii	Honeycutt y Sarich, 1987
Micronycteris	Honeycutt y Sarich, 1987
M. brachyotis	No resuelto
M. megalotis	No resuelto
M. schmidtorum	No resuelto
M. sylvestris	No resuelto
Anoura	Haiduk y Baker, 1982
A. geoffroyi	Haiduk y Baker, 1982
Choeromiscus	Haiduk y Baker, 1982
C. godmani	Haiduk y Baker, 1982
Choeronycteris	Haiduk y Baker, 1982
C. mexicana	Haiduk y Baker, 1982
Glossophaga	Haiduk y Baker, 1982
G. commissarisi	No resuelto
G. leachii	No resuelto

<i>G. morenoi</i>	No resuelto
<i>G. soricina</i>	No resuelto
<i>Hylonycteris</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>H. underwoodi</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>Leptoncyteris</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>L. curasoae</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>L. nivalis</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>Lichonycteris</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>L. obscura</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>Musonycteris</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>M. harrisoni</i>	Haiduk y Baker, 1982
<i>Lonchorhina</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>L. aurita</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>Macrophyllum</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>M. macrophyllum</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>Mimon</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>M. bennettii</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>M. crenulatum</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>Phyllostomus</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>P. discolor</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>P. stenops</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>Tonatia</i>	Honeycutt y Sarich, 1987
<i>T. bidens</i>	No resuelto
<i>T. brasiliense</i>	No resuelto
<i>T. evotis</i>	No resuelto
<i>Artibeus</i>	Smith, 1976
<i>A. hirsutus</i>	Owen, 1987
<i>A. intermedius</i>	Owen, 1987
<i>A. jamaicensis</i>	Owen, 1987
<i>A. lituratus</i>	Owen, 1987
<i>Carollia</i>	Smith, 1976
<i>C. brevicauda</i>	No resuelto
<i>C. perspicillata</i>	No resuelto
<i>C. subrufa</i>	No resuelto
<i>Centurio</i>	Smith, 1976
<i>C. senex</i>	Smith, 1976

Chiroderma	Smith, 1976
C. salvini	Smith, 1976
C. villosum	Smith, 1976
Dermanura	Smith, 1976
D. azteca	Owen, 1987
D. phaeotis	Owen, 1987
D. toltteca	Owen, 1987
D. watsoni	Owen, 1987
D. hartii	Owen, 1987
Platyrrhinus	Smith, 1976
P. helleri	Smith, 1976
Sturnira	Smith, 1976
S. lilium	Smith, 1976
S. ludovici	Smith, 1976
Uroderma	Smith, 1976
U. bilobatum	Smith, 1976
U. maguirostrum	Smith, 1976
Vampyressa	Smith, 1976
V. pusilla	Smith, 1976
Vampyrodes	Smith, 1976
V. caraccioli	Smith, 1976
Chrotopterus	Honeycutt y Sarich, 1987
C. auritus	Honeycutt y Sarich, 1987
Trachops	Honeycutt y Sarich, 1987
C. cirrhosus	Honeycutt y Sarich, 1987
Vampyrum	Honeycutt y Sarich, 1987
V. spectrum	Honeycutt y Sarich, 1987
THYROPTERIDAE	Pierson, 1986
Thyroptera	Pierson, 1986
T. tricolor	Pierson, 1986
VESPERTILIONIDAE	Pierson, 1986
Antrozous	Pierson, 1986
A. pallidus	Pierson, 1986
Bauerus	Pierson, 1986
B. dubiaquercus	Pierson, 1986
Eptesicus	Sudman <i>et al.</i> , 1994

<i>E. brasiliensis</i>	Morales <i>et al.</i> , 1991
<i>E. furinalis</i>	Morales <i>et al.</i> , 1991
<i>E. fuscus</i>	Morales <i>et al.</i> , 1991
Euderna	Qumsiyeh y Bickham, 1993
<i>E. maculatum</i>	Qumsiyeh y Bickham, 1993
Idionycteris	Sudman <i>et al.</i> , 1994; Qumsiyeh y Bickham, 1993
<i>I. phyllotis</i>	Sudman <i>et al.</i> , 1994; Qumsiyeh y Bickham, 1993
Lasionycteris	Sudman <i>et al.</i> , 1994
<i>L. noctivagans</i>	Sudman <i>et al.</i> , 1994
Lasiurus	Sudman <i>et al.</i> , 1994
<i>L. blassevillii</i>	No resuelto
<i>L. borealis</i>	No resuelto
<i>L. cinereus</i>	No resuelto
<i>L. ega</i>	No resuelto
<i>L. intermedius</i>	No resuelto
<i>L. xanthinus</i>	No resuelto
Myotis	Sudman <i>et al.</i> , 1994
<i>M. albescens</i>	No resuelto
<i>M. auriculacea</i>	Reduker <i>et al.</i> , 1983
<i>M. californica</i>	No resuelto
<i>M. carteri</i>	No resuelto
<i>M. ciliolabrum</i>	No resuelto
<i>M. elegans</i>	No resuelto
<i>M. evotis</i>	Reduker <i>et al.</i> , 1983
<i>M. fortidens</i>	No resuelto
<i>M. keaysi</i>	No resuelto
<i>M. lucifuga</i>	No resuelto
<i>M. mülleri</i>	Reduker <i>et al.</i> , 1983
<i>M. nigricans</i>	No resuelto
<i>M. peninsularis</i>	No resuelto
<i>M. planiceps</i>	No resuelto
<i>M. thysanodes</i>	Reduker <i>et al.</i> , 1983
<i>M. velifera</i>	No resuelto
<i>M. vivesi</i>	No resuelto
<i>M. volans</i>	No resuelto
<i>M. yumanensis</i>	Reduker <i>et al.</i> , 1983

Nycticeius	Sudman <i>et al.</i> , 1994
N. humeralis	Sudman <i>et al.</i> , 1994
Pipistrellus	Sudman <i>et al.</i> , 1994
P. hesperus	Sudman <i>et al.</i> , 1994
P. subflavus	Sudman <i>et al.</i> , 1994
Plecotus	Sudman <i>et al.</i> , 1994; Qumsiyeh y Bickham, 1993
P. mexicanus	Sudman <i>et al.</i> , 1994; Qumsiyeh y Bickham, 1993
P. towsendii	Sudman <i>et al.</i> , 1994; Qumsiyeh y Bickham, 1993
Rhogeessa	No resuelto
R. aeneus	No resuelto
R. alleni	No resuelto
R. genowaysi	No resuelto
R. gracilis	No resuelto
R. mira	No resuelto
R. parvula	No resuelto
R. tumida	No resuelto
PRIMATES	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
CEBIDAE	Inferido
Alouatta	Inferido
A. palliata	Inferido
A. pigra	Inferido
Ateles	Inferido
A. geoffroyi	Inferido
CARNIVORA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
CANIDAE	Wozencraft, 1989
Canis	Berta, 1987
C. latrans	Berta, 1987
C. lupus	Berta, 1987
Urocyon	Berta, 1987
U. cinereoargenteus	Berta, 1987
Vulpes	Berta, 1987
V. velox	Berta, 1987
MUSTELIDAE	Wozencraft, 1989
Lontra	Wayne <i>et al.</i> , 1989
L. canadensis	Wayne <i>et al.</i> , 1989
L. longicaudis	Wayne <i>et al.</i> , 1989

<i>Conepatus</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>C. leuconotus</i>	No resuelto
<i>C. mesoleucus</i>	No resuelto
<i>C. semistriatus</i>	No resuelto
<i>Eira</i>	Wozencraft, 1989
<i>E. barbara</i>	Wozencraft, 1989
<i>Galictis</i>	Wozencraft, 1989
<i>G. vittata</i>	Wozencraft, 1989
<i>Mephitis</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>M. macroura</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>M. mephitis</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>Mustela</i>	Wozencraft, 1989
<i>M. frenata</i>	Wozencraft, 1989
<i>Spilogale</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>S. putorius</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>S. pygmaea</i>	Wayne <i>et al.</i> , 1989
<i>Taxidea</i>	Wozencraft, 1989
<i>T. taxus</i>	Wozencraft, 1989
PROCYONIDAE	Wozencraft, 1989
<i>Potos</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>P. flavus</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>Bassariscus</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>B. astutus</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>B. sumichrasti</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>Nasua</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>N. narica</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>Procyon</i>	Decker y Wozencraft, 1991
<i>P. lotor</i>	Decker y Wozencraft, 1991
URSIDAE	Wozencraft, 1989
<i>Ursus</i>	Wozencraft, 1989
<i>U. arctos</i>	Wozencraft, 1989
<i>U. americanus</i>	Wozencraft, 1989
FELIDAE	Wozencraft, 1989
<i>Herpailurus</i>	Collier y O'Brien, 1985
<i>H. yagouaroundi</i>	Collier y O'Brien, 1985
<i>Leopardus</i>	Collier y O'Brien, 1985

L. pardalis	Collier y O'Brien, 1985
L. wiedii	Collier y O'Brien, 1985
Lynx	Collier y O'Brien, 1985
L. rufus	Collier y O'Brien, 1985
Puma	Collier y O'Brien, 1985
P. concolor	Collier y O'Brien, 1985
Panthera	Collier y O'Brien, 1985
P. onca	Collier y O'Brien, 1985
PERISSODACTYLA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
TAPIRIDAE	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
Tapirus	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
T. bairdii	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
ARTIODACTYLA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
ANTILOCAPRIDAE	Eisenberg, 1981
Antilocapra	Eisenberg, 1981
A. americana	Eisenberg, 1981
BOVIDAE	Eisenberg, 1981
Bison	Eisenberg, 1981
B. bison	Eisenberg, 1981
Ovis	Eisenberg, 1981
O. canadensis	Eisenberg, 1981
CERVIDAE	Eisenberg, 1981
Cervus	Eisenberg, 1981
C. elaphus	Eisenberg, 1981
Mazama	Cronin, 1991
M. americana	Cronin, 1991
Odocoileus	Cronin, 1991
O. hemionus	Cronin, 1991
O. virginianus	Cronin, 1991
TAYASSUIDAE	Eisenberg, 1981
Tayassu	Eisenberg, 1981
T. tajacu	Eisenberg, 1981
T. pecari	Eisenberg, 1981
RODENTIA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
CASTORIDAE	Eisenberg, 1981
Castor	Eisenberg, 1981

<i>C. canadensis</i>	Eisenberg, 1981
GEOMYIDAE	Eisenberg, 1981
<i>Cratogeomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. castanops</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. fumosus</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. goldmani</i>	No resuelto
<i>C. gymnaus</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. merriami</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. neglectus</i>	No resuelto
<i>C. tylosinus</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>C. zinseri</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>Geomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>G. arenarius</i>	No resuelto
<i>G. personatus</i>	No resuelto
<i>G. tropicalis</i>	No resuelto
<i>Orthogeomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>O. cuniculus</i>	No resuelto
<i>O. grandis</i>	No resuelto
<i>O. hispidus</i>	No resuelto
<i>O. lanius</i>	No resuelto
<i>Pappogeomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>P. alcorni</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>P. bulleri</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>Thomomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>T. bottae</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>T. umbrinus</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>Zygogeomys</i>	Honeycutt y Williams, 1982
<i>Z. trichopus</i>	Honeycutt y Williams, 1982
HETEROMYIDAE	Eisenberg, 1981
<i>Dipodomys</i>	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
<i>D. agilis</i>	Patton y Rogers, 1993
<i>D. compactus</i>	Patton y Rogers, 1993
<i>D. deserti</i>	Patton y Rogers, 1993
<i>D. gravipes</i>	Patton y Rogers, 1993
<i>D. merriami</i>	Patton y Rogers, 1993
<i>D. nelsoni</i>	Patton y Rogers, 1993

D. ordii	Patton y Rogers, 1993
D. phillipsii	Patton y Rogers, 1993
D. spectabilis	Patton y Rogers, 1993
Heteromys	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
H. desmarestianus	No resuelto
H. gaumeri	No resuelto
H. nelsoni	No resuelto
Liomys	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
L. irroratus	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
L. pictus	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
L. salvini	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
L. spectabilis	No resuelto
Chaetodipus	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
C. arenarius	Patton y Rogers, 1993
C. artus	Patton y Rogers, 1993
C. baileyi	Patton y Rogers, 1993
C. californicus	Patton y Rogers, 1993
C. dalquesti	No resuelto
C. fallax	Patton y Rogers, 1993
C. formosus	Patton y Rogers, 1993
C. goldmani	Patton y Rogers, 1993
C. hispidus	Patton y Rogers, 1993
C. intermedius	Patton y Rogers, 1993
C. lineatus	No resuelto
C. nelsoni	Patton y Rogers, 1993
C. penicillatus	Patton y Rogers, 1993
C. pernix	Patton y Rogers, 1993
C. spinatus	Patton y Rogers, 1993
Perognathus	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
P. amplus	No resuelto
P. flavescens	No resuelto
P. flavus	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
P. longimembris	Whitaker <i>et al.</i> , 1993
P. merriami	No resuelto
MURIDAE	Eisenberg, 1981
Microtus	Hooper y Musser, 1964

<i>M. californicus</i>	No resuelto
<i>M. guatemalensis</i>	No resuelto
<i>M. mexicanus</i>	No resuelto
<i>M. oaxacensis</i>	No resuelto
<i>M. pennsylvanicus</i>	No resuelto
<i>M. quasiater</i>	No resuelto
<i>M. umbrosus</i>	No resuelto
<i>Ondatra</i>	Hooper y Musser, 1964
<i>O. zibethicus</i>	Hooper y Musser, 1964
<i>Baiomys</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>B. musculus</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>B. taylori</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>Habromys</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>H. chinanteco</i>	No resuelto
<i>H. lepturus</i>	No resuelto
<i>H. lophurus</i>	No resuelto
<i>H. simulatus</i>	No resuelto
<i>Hodomys</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>H. alleni</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>Megadontomys</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>M. cryophilus</i>	Werbitsky y Kilpatrick, 1987
<i>M. nelsoni</i>	Werbitsky y Kilpatrick, 1987
<i>M. thomasi</i>	Werbitsky y Kilpatrick, 1987
<i>Nelsonia</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>N. goldmani</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>N. neotomodon</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>Neotoma</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>N. albigula</i>	No resuelto
<i>N. angustapalata</i>	No resuelto
<i>N. fuscipes</i>	No resuelto
<i>N. goldmani</i>	No resuelto
<i>N. lepida</i>	No resuelto
<i>N. mexicana</i>	No resuelto
<i>N. micropus</i>	No resuelto
<i>N. nelsoni</i>	No resuelto
<i>N. palatina</i>	No resuelto

<i>N. phenax</i>	No resuelto
<i>N. devia</i>	No resuelto
Neotomodon	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>N. alstoni</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Nyctomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>N. sumichrasti</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Oligoryzomys	Hooper y Musser, 1964
<i>O. fulvescens</i>	Hooper y Musser, 1964
Onychomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>O. arenicola</i>	Allard y Honeycutt, 1991
<i>O. leucogaster</i>	Allard y Honeycutt, 1991
<i>O. torridus</i>	Allard y Honeycutt, 1991
Oryzomys	Hooper y Musser, 1964
<i>O. alfaroi</i>	No resuelto
<i>O. couesi</i>	No resuelto
<i>O. chapmani</i>	No resuelto
<i>O. melanotis</i>	No resuelto
Osgoodomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>O. banderanus</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Otonyctomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>O. hatti</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Ototylomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>O. phyllotis</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Peromyscus	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>P. aztecus</i>	Smith, 1990
<i>P. beatae</i>	Smith, 1990
<i>P. boylii</i>	Yates <i>et al.</i> , 1979
<i>P. bullatus</i>	No resuelto
<i>P. californicus</i>	No resuelto
<i>P. crinitus</i>	Yates <i>et al.</i> , 1979
<i>P. difficilis</i>	Smith, 1990
<i>P. eremicus</i>	Yates <i>et al.</i> , 1979
<i>P. eva</i>	No resuelto
<i>P. furvus</i>	No resuelto
<i>P. gratus</i>	Smith, 1990
<i>P. guatemalensis</i>	Stangl y Baker, 1984

<i>P. gymnotis</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. hooperi</i>	No resuelto
<i>P. levipes</i>	Smith, 1990
<i>P. leucopus</i>	Smith, 1990
<i>P. maniculatus</i>	Smith, 1990
<i>P. megalops</i>	No resuelto
<i>P. mekisturus</i>	No resuelto
<i>P. melanoearpus</i>	No resuelto
<i>P. melanophrys</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. melanotis</i>	Smith, 1990
<i>P. melanurus</i>	No resuelto
<i>P. merriami</i>	No resuelto
<i>P. mexicanus</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. nasutus</i>	No resuelto
<i>P. ochraventer</i>	Smith, 1990
<i>P. pectoralis</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. perfulvus</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. polius</i>	No resuelto
<i>P. simulus</i>	No resuelto
<i>P. spicifegus</i>	Smith, 1990
<i>P. truei</i>	Smith, 1990
<i>P. winkelmanni</i>	Smith, 1990
<i>P. yucatanicus</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>P. zarhynchus</i>	Stangl y Baker, 1984
<i>Reithrodontomys</i>	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
<i>R. burti</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. chrysopsis</i>	No resuelto
<i>R. fulvescens</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. gracilis</i>	No resuelto
<i>R. hirsutus</i>	No resuelto
<i>R. megalotis</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. mexicanus</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. microdon</i>	No resuelto
<i>R. montanus</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. sumichrasti</i>	Hood <i>et al.</i> , 1984
<i>R. tenuirostris</i>	No resuelto

R. zacatecae	No resuelto
Rheomys	Hooper y Musser, 1964
R. mexicanus	Hooper y Musser, 1964
R. thomasi	Hooper y Musser, 1964
Scotinomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
S. teguina	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
Sigmodon	Hooper y Musser, 1964
S. alleni	No resuelto
S. arizonae	No resuelto
S. fulviventor	No resuelto
S. hispidus	No resuelto
S. leucotis	No resuelto
S. mascotensis	No resuelto
S. ochrogathus	No resuelto
Tylomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
T. bullaris	No resuelto
T. nudicaudus	No resuelto
T. tumbalensis	No resuelto
Xenomys	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
X. nelsoni	Carleton, 1980; Hooper y Musser, 1964
SCIURIDAE	Eisenberg, 1981
Glaucomys	Nowak, 1991
G. volans	Nowak, 1991
Ammospermophilus	McCullough <i>et al.</i> , 1987; Nowak, 1991
A. harrisi	No resuelto
A. interpres	No resuelto
A. leucurus	No resuelto
Cynomys	McCullough <i>et al.</i> , 1987; Nowak, 1991
C. ludovicianus	McCullough <i>et al.</i> , 1987; Nowak, 1991
C. mexicanus	McCullough <i>et al.</i> , 1987; Nowak, 1991
Sciurus	Hafner <i>et al.</i> , 1994; Nowak, 1991
S. aberti	No resuelto
S. alleni	No resuelto
S. arizonensis	No resuelto
S. aureogaster	No resuelto
S. colliaci	No resuelto

<i>S. deppei</i>	No resuelto
<i>S. griseus</i>	No resuelto
<i>S. nayaritensis</i>	No resuelto
<i>S. niger</i>	No resuelto
<i>S. oculus</i>	No resuelto
<i>S. variegatoides</i>	No resuelto
<i>S. yucatanensis</i>	No resuelto
Spermophilus	Hafner <i>et al.</i> , 1994; McCullough <i>et al.</i> , 1987; Nowak, 1991
<i>S. adocetus</i>	No resuelto
<i>S. annulatus</i>	No resuelto
<i>S. atricapillus</i>	No resuelto
<i>S. beecheyi</i>	No resuelto
<i>S. madrensis</i>	No resuelto
<i>S. mexicanus</i>	No resuelto
<i>S. perotensis</i>	No resuelto
<i>S. spilosoma</i>	No resuelto
<i>S. tereticaudus</i>	No resuelto
<i>S. variegatus</i>	No resuelto
Tamias	Nowak, 1991
<i>T. bulleri</i>	No resuelto
<i>T. dorsalis</i>	Levenson <i>et al.</i> , 1985
<i>T. durangae</i>	No resuelto
<i>T. merriami</i>	Levenson <i>et al.</i> , 1985
<i>T. obscurus</i>	Levenson <i>et al.</i> , 1985
Tamiasciurus	Hafner <i>et al.</i> , 1994
<i>T. meamsi</i>	Hafner <i>et al.</i> , 1994
AGOUTIDAE	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>Agouti</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>A. paca</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
DASYPROCTIDAE	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>Dasyprocta</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>D. mexicana</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>D. punctata</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
ERETHIZONTIDAE	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>Sphiggurus</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
<i>S. mexicanus</i>	Eisenberg, 1981; Woods, 1982

Erethizon	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
E. dorsatum	Eisenberg, 1981; Woods, 1982
LAGOMORPHA	Czelusniak <i>et al.</i> , 1990; Graur, 1993
LEPORIDAE	Inferido
Lepus	Inferido
L. alleni	No resuelto
L. californicus	No resuelto
L. callotis	No resuelto
L. flavigularis	No resuelto
Sylvilagus	Inferido
S. audubonii	No resuelto
S. bachmani	No resuelto
S. brasiliensis	No resuelto
S. cunicularius	No resuelto
S. floridanus	No resuelto
S. insonus	No resuelto
Romerolagus	Inferido
R. diazi	Inferido

ANEXO 4

Bibliografía citada en la elaboración de los cladogramas

- Allard, M. W. y R. L. Honeycutt. 1991. Ribosomal DNA variation within and between species of rodents, with emphasis on the genus *Onychomys*. *Molecular Biology and Evolution*, 8:71-84.
- Berta, A. 1987. Origin, diversification and zoogeography of the south american Canidae. Pp. 455-471. En: *Studies in Neotropical Mammalogy*. (Patterson, B. D. y R. M. Timm, eds.). *Fieldiana Zoology: New Series*, N° 39.
- Carleton, M. A. 1980. Phylogenetic relationships in Neotomine-Peromyscine rodents (Muroidea) and a reappraisal of the dichotomy within New World Cricetinae. *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, 157:1-146.
- Collier, G. E. y S. J. O'Brien. 1985. A molecular phylogeny of the Felidae: Immunological distance. *Evolution*, 39:473-487.
- Cromin, M. A. 1991. Mitochondrial-DNA phylogeny of deer (Cervidae). *Journal of Mammalogy*, 72:553-566.
- Czelusniak, J., M. Goodman, B. F. Koop, D. A. Tagle, J. Shoshani, G. Braunitzer, T. K. Kleinschmidt, W. W. de Jong y G. Matsuda. 1990. Perspectives from amino acid and nucleotide sequences on cladistic relationships among higher taxa of eutheria. Pp. 545-572. En: *Current Mammalogy*. (Hugh H. Genoways, ed.). Volume 2. Plenum Press, New York.
- Decker, D. M. y W. C. Wozencraft. 1991. Phylogenetic analysis of recent procyonid genera. *Journal of Mammalogy*, 72:42-55.
- Eisenberg, J. F. 1981. *The mammalian radiations: an analysis of trends in evolution, adaptation and behavior*. University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 610 pp.
- Freeman, P. W. 1981. A multivariate study of the family Molossidae (Mammalia: Chiroptera): morphology, ecology, evolution. *Fieldiana Zoology, New Series*, 7:1-173.
- George, S. B. 1988. Systematics, historical biogeography, and evolution of the genus *Sorex*. *Journal of Mammalogy*, 69:443-461.
- Graur, D. 1993. Molecular phylogeny and the higher classification of eutherian mammals. *TREE*, 8:141-147.
- Hafner, M. S., L. J. Barkley y J. M. Chupasko. 1994. Evolutionary genetics of new world tree squirrels (tribe Sciurini). *Journal of Mammalogy*, 75:102-109.
- Haiduk, M. W. y R. J. Baker. 1982. Cladistical analysis of G-banded chromosomes of nectar feeding bats (Glossophaginae: Phyllostomidae). *Systematic Zoology*, 31:252-265.
- Honeycutt, R. L., *et al.* 1981. Molecular evolution of vampire bats. *Journal of Mammalogy*, 62:805-811.

- Honeycutt, R. L. y V. M. Sarich. 1987. Albumin evolution and subfamilial relationships among new world leaf-nosed bats (Family Phyllostomidae). *Journal of Mammalogy*, 68:508-517.
- Honeycutt, R. L. y S. L. Williams. 1982. Genic differentiation in pocket guphers of the genus *Pappogeomys*, with commens on intergeneric relationships in the subfamily Geomyiinae. *Journal of Mammalogy*, 63:208-217.
- Hood, C. S., L. W. Robbins, R. J. Baker y H. S. Shellhammer. 1984. Chromosomal studies and evolutionary relationships of an endangered species, *Reithrodontomys raviventris*. *Journal of Mammalogy*, 65:655-667.
- Kirsch, J. A. W. 1977. The cassification of Marsupials. Pp. 1-50. En: *The biology of Marsupials*. (Hunsaker II, Don, ed.). Academic Press Inc. (London) LTD., 537 pp.
- Levenson, H., R. S. Hoffmann, C. F. Nadler, L. Deutsch y S. D. Freeman. 1985. Systematics of the holarectic chipmunks (*Tamias*). *Journal of Mammalogy*, 66:219-242.
- McCullough, D. A., R. K. Chesser y R. D. Owen. 1987. Immunological systematics of prairie dogs. *Journal of Mammalogy*, 68:561-568.
- Morales, J. C., S. W. Ballinger, J. W. Bickham, I. F. Greenbaum y D. A. Schlitter. 1991. Genetic relationships among eight species of *Eptesicus* and *Pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Mammalogy*, 72:286-291.
- Nowak, R. M. 1991. Walker's mammals of the world. 5^a ed. John Hopkins University Press, Baltimore, 1:1-642, 2:643-1629.
- Owen, R. D. 1987. Phylogenetic analyses of bat subfamily Stenodermatinae (Mammalia: Chiroptera). *Special Publications, The Museum Texas, Tech University*, 26:1-65.
- Patton, J. L. y D. S. Rogers. 1993. Cytogenetics. Pp. 236-258. En: *Biology of the Heteromyidae*. (Genoways, H. H. y J. H. Brown, eds.). *The American Society of Mammalogists. Special Publication*, 10:1-719.
- Pierson, E. D. 1986. Molecular systematics of the Microchiroptera: higher taxon relationships and biogeography. Ph.D. diss., University of California, Berkeley, 262 pp.
- Qumsiyeh, M. B. y J. W. Bickham. 1993. Chromosomes and relationships of long-eared bats of the genera *Plecotus* and *Otonycteris*. *Journal of Mammalogy*, 74:376-382.
- Reduker, D. W., T. L. Yates y I. F. Greenbaum, 1983. Evolutionary affinities among southwestern long-eared *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Mammalogy*, 64:666-677.
- Robbins, L. W. y V. M. Sarich. 1988. Evolutionary relationships in the family Emballonuridae (Chiroptera). *Journal of Mammalogy*, 69:1-13.
- Smith, J. D. 1972. Systematics of the chiropteran family Mormoopidae. *Miscellaneous Publication, University of Kansas, Museum of Natural History, Lawrence*, 56:1-132.

- Smith, J. D. 1976. Chiropteran evolution. Pp. 49-69. En: Biology of bats of the New World family Phyllostomidae. Part I. (Baker, R. J., J. K. Jones Jr. y D. C. Carter, eds.). Special Publications, The Museum, Texas Tech University, 10:1-218.
- Smith, S. A. 1990. Cytosystematic evidence against monophyly of the *Peromyscus boylii* species group (Rodentia:Cricetidae). *Journal of Mammalogy*, 71:654-667.
- Stangl, F. B. Jr. y R. J. Baker. 1984. Evolutionary relationships in *Peromyscus*: congruence in chromosomal, genic, and classical data sets. *Journal of Mammalogy*, 65:643-654.
- Sudman, P. D., L. J. Barkley y M. S. Hafner. 1994. Familial affinity of *Tomopeas rarus* (Chiroptera) based on protein electrophoretic and cytochrome B sequence data. *Journal of Mammalogy*, 75:365-377.
- Wayne, R. K., R. E. Benveniste, D. N. anzewski y S. J. O'Brien. 1989. Molecular and biochemical evolution of the Carnivora. Pp. 465-494. En: Carnivore, behavior, ecology and evolution. (J. L. Gittleman, ed.). Chapman and Hall, U.S.A., 620 pp.
- Werbitsky, D. y C. W. Kilpatrick. 1987. Genetic variation and genetic differentiation among allopatric populations of *Megadontomys*. *Journal of Mammalogy*, 68:305-312.
- Whitaker, J. O. Jr., W. J. Wrenn y R. E. Lewis. 1993. Parasites. Pp. 386-478. En: Biology of the Heteromyidae. (Genoways, H. H. y J. H. Brown, eds.). The American Society of Mammalogists. Special Publication, 10:1-719.
- Woods, C. A. 1982. The history and classification of south american hystricognath rodents: reflections on the far away and long ago. Pp. 377-392. En: Mammalian biology in South America. (M. A. Mares y H. H. Genoways, eds.). Special Publication Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburg.
- Wozencraft, W. C. 1989. The phylogeny of the recent carnivora. Pp. 495-535. En: Carnivore Behavior, Ecology and Evolution. (John L. Gittleman, ed.). Chapman and Hall, U.S.A., 620 pp.

ANEXO 5

Porcentajes de información filogenética de los mamíferos terrestres y voladores

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
CALUROMYS	DERBIANUS	1.21	1.61
CHIRONECTES	MINIMUS	0.61	0.72
DIDELPHIS	MARSUPIALIS	0.40	0.50
DIDELPHIS	VIRGINIANA	0.40	0.50
MARMOSA	CANESCENS	0.61	0.72
MARMOSA	MEXICANA	0.61	0.72
METACHIRUS	NUDICAUDATUS	0.81	0.92
PHILANDER	OPOSSUM	0.48	0.59
CABASSOUS	CENTRALIS	0.61	0.81
DASYPUS	NOVEMCINCTUS	0.61	0.81
CYCLOPES	DIDACTYLUS	0.61	0.81
TAMANDUA	MEXICANA	0.61	0.81
CRYPTOTIS	GOLDMANI	0.35	0.31
CRYPTOTIS	GOODWINI	0.35	0.31
CRYPTOTIS	MAGNA	0.35	0.31
CRYPTOTIS	MEXICANA	0.35	0.31
CRYPTOTIS	NIGRESCENS	0.35	0.31
CRYPTOTIS	PARVA	0.35	0.31
MEGASOREX	GIGAS	0.40	0.43
NOTIOSOREX	CRAWFORDI	0.40	0.43
SOREX	ARIZONAE	0.35	0.38
SOREX	EMARGINATUS	0.30	0.23
SOREX	MACRODON	0.30	0.23
SOREX	MILLERI	0.30	0.23
SOREX	MONTICOLUS	0.30	0.23
SOREX	OREOPOLUS	0.30	0.23
SOREX	ORNATUS	0.30	0.23
SOREX	SAUSSUREI	0.30	0.23
SOREX	SCLATERI	0.30	0.23
SOREX	STIZODON	0.30	0.23
SOREX	VENTRALIS	0.30	0.23
SOREX	VERAEPACIS	0.30	0.23
SCALOPUS	AQUATICUS	0.48	0.50
SCAPANUS	LATIMANUS	0.48	0.50
BALANTIOPTERYX	IO	0.20	0.22
BALANTIOPTERYX	PLICATA	0.20	0.22
CENTRONYCTERIS	MAXIMILIANI	0.22	0.23
DICLIDURUS	ALBUS	0.22	0.23
PEROPTERYX	KAPPLERI	0.22	0.26
PEROPTERYX	MACROTIS	0.22	0.26
RYNCHONYCTERIS	NASO	0.22	0.23
SACCOPTERYX	BILINEATA	0.20	0.22
SACCOPTERYX	LEPTURA	0.20	0.22
EUMOPS	AURIPENDULUS	0.19	0.20
EUMOPS	BONARIENSIS	0.19	0.20
EUMOPS	GLAUCINUS	0.19	0.20
EUMOPS	HANSAE	0.19	0.20
EUMOPS	PEROTIS	0.19	0.20

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
EUMOPS	UNDERWOODI	0.19	0.20
MOLOSSOPS	GREENHALLI	0.27	0.31
MOLOSSUS	ATER	0.17	0.19
MOLOSSUS	AZTECUS	0.17	0.19
MOLOSSUS	COIHENSIS	0.17	0.19
MOLOSSUS	MOLOSSUS	0.17	0.19
MOLOSSUS	SINALOAE	0.17	0.19
NYCTINOMOPS	AURISPINOSUS	0.20	0.22
NYCTINOMOPS	FEMOROSACCUS	0.20	0.22
NYCTINOMOPS	LATICAUDATUS	0.20	0.22
NYCTINOMOPS	MACROTIS	0.20	0.22
PROMOPS	CENTRALIS	0.19	0.22
TADARIDA	BRASILIENSIS	0.24	0.28
MORMOOPS	MEGALOPHYLLA	0.27	0.31
PTERONOTUS	DAVYI	0.22	0.25
PTERONOTUS	GYMNONOTUS	0.24	0.27
PTERONOTUS	PARNELLI	0.24	0.27
PTERONOTUS	PERSONATUS	0.22	0.25
NATALUS	STRAMINEUS	0.48	0.50
NOCTILIO	ALBIVENTRIS	0.27	0.31
NOCTILIO	LEPORINUS	0.27	0.31
DESMODUS	ROTUNDUS	0.24	0.28
DIAEMUS	YOUNGI	0.24	0.28
DIPHYLLA	ECAUDATA	0.27	0.31
MACROTUS	CALIFORNICUS	0.22	0.24
MACROTUS	WATERHOUSH	0.22	0.24
MICRONYCTERIS	BRACHYOTIS	0.22	0.22
MICRONYCTERIS	MEGALOTIS	0.22	0.22
MICRONYCTERIS	SCHMIDTORUM	0.22	0.22
MICRONYCTERIS	SYLVESTRIS	0.22	0.22
ANOURA	GEOFFROYI	0.19	0.22
CHOERONISCUS	GODMANI	0.17	0.20
CHOERONYCTERIS	MEXICANA	0.15	0.18
GLOSSOPHAGA	COMMISSARISI	0.20	0.22
GLOSSOPHAGA	LEACHII	0.20	0.22
GLOSSOPHAGA	MORENOI	0.20	0.22
GLOSSOPHAGA	SORICINA	0.20	0.22
HYLONYCTERIS	UNDERWOODI	0.16	0.19
LEPTONYCTERIS	CURASOAE	0.19	0.22
LEPTONYCTERIS	NIVALIS	0.19	0.22
LICHONYCTERIS	OBSCURA	0.22	0.25
MUSONYCTERIS	HARRISONI	0.15	0.18
LONCHORHINA	AURITA	0.22	0.24
MACROPHYLLUM	MACROPHYLLUM	0.20	0.22
MIMON	BENNETTII	0.16	0.18
MIMON	CRENULATUM	0.16	0.18
PHYLLOSTOMUS	DISCOLOR	0.16	0.18
PHYLLOSTOMUS	STENOPS	0.16	0.18
TONATIA	BIDENS	0.17	0.19
TONATIA	BRASILIENSE	0.17	0.19
TONATIA	EVOTIS	0.17	0.19
ARTIBEUS	HIRSUTUS	0.16	0.19
ARTIBEUS	INTERMEDIUS	0.15	0.18

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
ARTIBEUS	JAMAICENSIS	0.15	0.18
ARTIBEUS	LITURATUS	0.16	0.19
CAROLLIA	BREVICAUDA	0.20	0.23
CAROLLIA	PERSPICILLATA	0.20	0.23
CAROLLIA	SUBRUFATA	0.20	0.23
CENTURIO	SENEX	0.19	0.22
CHIRODERMA	SALVINI	0.17	0.21
CHIRODERMA	VILLOSUM	0.17	0.21
DERMANURA	AZTECA	0.14	0.17
DERMANURA	PHAEOTIS	0.14	0.17
DERMANURA	TOLTECA	0.15	0.18
DERMANURA	WATSONI	0.16	0.19
DERMANURA	HARTH	0.16	0.19
PLATYRRHINUS	HELLERI	0.15	0.18
STURNIRA	LILIUM	0.16	0.20
STURNIRA	LUDOVICI	0.16	0.20
URODERMA	BILOBATUM	0.15	0.18
URODERMA	MAGNIROSTRUM	0.15	0.18
VAMPYRESSA	PUSILLA	0.15	0.18
VAMPYRODES	CARACCIOLI	0.15	0.18
CHROTOPTERUS	AURITUS	0.20	0.22
TRACHOPS	CIRRHOSUS	0.22	0.24
VAMPYRUM	SPECTRUM	0.20	0.22
THYROPTERA	TRICOLOR	0.35	0.38
ANTROZOUS	PALLIDUS	0.22	0.26
BAUERUS	DUBIAQUERCUS	0.22	0.26
EPTESICUS	BRASILIENSIS	0.17	0.21
EPTESICUS	FURINALIS	0.16	0.20
EPTESICUS	FUSCUS	0.16	0.20
EUDERMA	MACULATUM	0.16	0.20
IDIONYCTERIS	PHYLLOTIS	0.16	0.20
LASIONYCTERIS	NOCTIVAGANS	0.17	0.21
LASIURUS	BLOSSEVILLII	0.19	0.20
LASIURUS	BOREALIS	0.19	0.20
LASIURUS	CINEREUS	0.19	0.20
LASIURUS	EGA	0.19	0.20
LASIURUS	INTERMEDIUS	0.19	0.20
LASIURUS	XANTHINUS	0.19	0.20
MYOTIS	ALBESCENS	0.17	0.15
MYOTIS	AURICULACEA	0.15	0.13
MYOTIS	CALIFORNICA	0.17	0.15
MYOTIS	CARTERI	0.17	0.15
MYOTIS	CILIOLABRUM	0.17	0.15
MYOTIS	ELEGANS	0.17	0.15
MYOTIS	EVOTIS	0.13	0.12
MYOTIS	FORTIDENS	0.17	0.15
MYOTIS	KEAYSI	0.17	0.15
MYOTIS	LUCIFUGA	0.17	0.15
MYOTIS	MILLERI	0.13	0.12
MYOTIS	NIGRICANS	0.17	0.15
MYOTIS	PENINSULARIS	0.17	0.15
MYOTIS	PLANICEPS	0.17	0.15
MYOTIS	THYSANODES	0.14	0.13

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
MYOTIS	VELIFERA	0.17	0.15
MYOTIS	VIVESI	0.17	0.15
MYOTIS	VOLANS	0.17	0.15
MYOTIS	YUMANENSIS	0.16	0.14
NYCTICEIUS	HUMERALIS	0.17	0.21
PIPISTRELLUS	HESPERUS	0.19	0.22
PIPISTRELLUS	SUBFLAVUS	0.19	0.22
PLECOTUS	MEXICANUS	0.16	0.20
PLECOTUS	TOWSENDII	0.16	0.20
RHOGEESSA	AENEUS	0	0.00
RHOGEESSA	ALLENI	0	0.00
RHOGEESSA	GENOWAYSI	0	0.00
RHOGEESSA	GRACILIS	0	0.00
RHOGEESSA	MIRA	0	0.00
RHOGEESSA	PARVULA	0	0.00
RHOGEESSA	TUMIDA	0	0.00
ALOUATTA	PALLIATA	0.40	0.43
ALOUATTA	PIGRA	0.40	0.43
ATELES	GEOFFROYI	0.48	0.50
CANIS	LATRANS	0.30	0.34
CANIS	LUPUS	0.30	0.34
UROCYON	CINEREOARGENTEUS	0.30	0.34
VULPES	VELOX	0.30	0.34
LONTRA	CANADENSIS	0.24	0.28
LONTRA	LONGICAUDIS	0.24	0.28
CONEPATUS	LEUCONOTUS	0.24	0.25
CONEPATUS	MESOLEUCUS	0.24	0.25
CONEPATUS	SEMISTRIATUS	0.24	0.25
EIRA	BARBARA	0.22	0.26
GALICTIS	VITTATA	0.22	0.26
MEPHITIS	MACROURA	0.22	0.23
MEPHITIS	MEPHITIS	0.22	0.23
MUSTELA	FRENATA	0.24	0.28
SPILOGALE	PUTORIUS	0.22	0.23
SPILOGALE	PYGMAEA	0.22	0.23
TAXIDEA	TAXUS	0.27	0.31
POTOS	FLAVUS	0.30	0.34
BASSARISCUS	ASTUTUS	0.24	0.28
BASSARISCUS	SUMICHRASTI	0.24	0.28
NASUA	NARICA	0.24	0.28
PROCYON	LOTOR	0.24	0.28
URSUS	ARCTOS	0.40	0.43
URSUS	AMERICANUS	0.40	0.43
HERPAILURUS	YAGOUAROUNDI	0.35	0.38
LEOPARDUS	PARDALIS	0.27	0.31
LEOPARDUS	WIEDII	0.27	0.31
LYNX	RUFUS	0.40	0.43
PUMA	CONCOLOR	0.30	0.34
PANTHERA	ONCA	0.48	0.50
TAPIRUS	BAIRDII	0.61	0.59
ANTILOCAPRA	AMERICANA	0.35	0.38
BISON	BISON	0.30	0.34
OVIS	CANADENSIS	0.30	0.34

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
CERVUS	ELAPHUS	0.35	0.38
MAZAMA	AMERICANA	0.27	0.31
ODOCOILEUS	HEMIONUS	0.27	0.31
ODOCOILEUS	VIRGINIANUS	0.30	0.34
TAYASSU	TAJACU	0.40	0.43
TAYASSU	PECARI	0.40	0.43
CASTOR	CANADENSIS	0.48	0.40
CRATOGEOMYS	CASTANOPS	0.22	0.22
CRATOGEOMYS	FUMOSUS	0.19	0.18
CRATOGEOMYS	GOLDMANI	0.22	0.22
CRATOGEOMYS	GYMNURUS	0.19	0.18
CRATOGEOMYS	MERRIAMI	0.20	0.20
CRATOGEOMYS	NEGLECTUS	0.22	0.22
CRATOGEOMYS	TYLORHINUS	0.19	0.18
CRATOGEOMYS	ZINSERI	0.19	0.18
GEOMYS	ARENARIUS	0.27	0.26
GEOMYS	PERSONATUS	0.27	0.26
GEOMYS	TROPICALIS	0.27	0.26
ORTHOGEOMYS	CUNICULUS	0.22	0.22
ORTHOGEOMYS	GRANDIS	0.22	0.22
ORTHOGEOMYS	HISPIDUS	0.22	0.22
ORTHOGEOMYS	LANIUS	0.22	0.22
PAPPOGEOMYS	ALCORNII	0.22	0.23
PAPPOGEOMYS	BULLERI	0.22	0.23
THOMOMYS	BOTTAE	0.30	0.29
THOMOMYS	UMBRINUS	0.30	0.29
ZYGOGEOMYS	TRICHOPUS	0.24	0.25
DIPODOMYS	AGILIS	0.22	0.20
DIPODOMYS	COMPACTUS	0.22	0.20
DIPODOMYS	DESERTI	0.24	0.22
DIPODOMYS	GRAVIPES	0.22	0.20
DIPODOMYS	MERRIAMI	0.24	0.22
DIPODOMYS	NELSONI	0.22	0.20
DIPODOMYS	ORDII	0.22	0.20
DIPODOMYS	PHILLIPSI	0.24	0.22
DIPODOMYS	SPECTABILIS	0.22	0.20
HETEROMYS	DESMARESTIANUS	0.27	0.26
HETEROMYS	GAUMERI	0.27	0.26
HETEROMYS	NELSONI	0.27	0.26
LIOMYS	IRRORATUS	0.24	0.24
LIOMYS	PICTUS	0.24	0.24
LIOMYS	SALVINI	0.27	0.26
LIOMYS	SPECTABILIS	0.27	0.26
CHAETODIPUS	ARENARIUS	0.20	0.18
CHAETODIPUS	ARTUS	0.24	0.20
CHAETODIPUS	BAILEYI	0.24	0.20
CHAETODIPUS	CALIFORNICUS	0.19	0.17
CHAETODIPUS	DALQUESTI	0.24	0.20
CHAETODIPUS	FALLAX	0.19	0.17
CHAETODIPUS	FORMOSUS	0.24	0.20
CHAETODIPUS	GOLDMANI	0.24	0.20
CHAETODIPUS	HISPIDUS	0.24	0.20
CHAETODIPUS	INTERMEDIUS	0.19	0.17

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
CHAETODIPUS	LINEATUS	0.24	0.20
CHAETODIPUS	NELSONI	0.20	0.17
CHAETODIPUS	PENICILLATUS	0.19	0.17
CHAETODIPUS	PERNIX	0.19	0.17
CHAETODIPUS	SPINATUS	0.19	0.17
PEROGNATHUS	AMPLUS	0.27	0.25
PEROGNATHUS	FLAVESCENS	0.27	0.25
PEROGNATHUS	FLAVUS	0.24	0.23
PEROGNATHUS	LONGIMEMBRIS	0.24	0.23
PEROGNATHUS	MERRIAMI	0.27	0.25
MICROTUS	CALIFORNICUS	0.30	0.24
MICROTUS	GUATEMALENSIS	0.30	0.24
MICROTUS	MEXICANUS	0.30	0.24
MICROTUS	OAXACENSIS	0.30	0.24
MICROTUS	PENNSYLVANICUS	0.30	0.24
MICROTUS	QUASIATER	0.30	0.24
MICROTUS	UMBROSUS	0.30	0.24
ONDATRA	ZIBETHICUS	0.35	0.32
BAIOMYS	MUSCULUS	0.22	0.23
BAIOMYS	TAYLORI	0.22	0.23
HABROMYS	CHINANTECO	0.15	0.16
HABROMYS	LEPTURUS	0.15	0.16
HABROMYS	LOPHURUS	0.15	0.16
HABROMYS	SIMULATUS	0.15	0.16
HODOMYS	ALLENI	0.19	0.20
MEGADONTOMYS	CRYOPHILUS	0.20	0.22
MEGADONTOMYS	NELSONI	0.19	0.20
MEGADONTOMYS	THOMASI	0.19	0.20
NELSONIA	GOLDMANI	0.20	0.22
NELSONIA	NEOTOMODON	0.20	0.22
NEOTOMA	ALBIGULA	0.19	0.16
NEOTOMA	ANGUSTAPALATA	0.19	0.16
NEOTOMA	DEVIA	0.19	0.16
NEOTOMA	FUSCIPES	0.19	0.16
NEOTOMA	GOLDMANI	0.19	0.16
NEOTOMA	LEPIDA	0.19	0.16
NEOTOMA	MEXICANA	0.19	0.16
NEOTOMA	MICROPUS	0.19	0.16
NEOTOMA	NELSONI	0.19	0.16
NEOTOMA	PALATINA	0.19	0.16
NEOTOMA	PHENAX	0.19	0.16
NEOTOMODON	ALSTONI	0.16	0.18
NYCTOMYS	SUMICHRASTI	0.24	0.24
OLIGORYZOMYS	FULVESCENS	0.27	0.27
ONYCHOMYS	ARENICOLA	0.17	0.19
ONYCHOMYS	LEUCOGASTER	0.16	0.18
ONYCHOMYS	TORRIDUS	0.16	0.18
ORYZOMYS	ALFAROI	0.24	0.23
ORYZOMYS	COUESI	0.24	0.23
ORYZOMYS	CHAPMANI	0.24	0.23
ORYZOMYS	MELANOTIS	0.24	0.23
OSGOODOMYS	BANDERANUS	0.20	0.22
OTONYCTOMYS	HATTI	0.24	0.24

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
OTOTYLOMYS	PHYLLOTIS	0.27	0.26
PEROMYSCUS	AZTECUS	0.11	0.09
PEROMYSCUS	BEATAE	0.14	0.12
PEROMYSCUS	BOYLI	0.14	0.12
PEROMYSCUS	BULLATUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	CALIFORNICUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	CRINITUS	0.13	0.11
PEROMYSCUS	DIFFICILIS	0.13	0.11
PEROMYSCUS	EREMICUS	0.13	0.11
PEROMYSCUS	EVA	0.15	0.12
PEROMYSCUS	FURVUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	GRATUS	0.13	0.11
PEROMYSCUS	GUATEMALENSIS	0.14	0.11
PEROMYSCUS	GYMNOTIS	0.14	0.11
PEROMYSCUS	HOOPERI	0.15	0.12
PEROMYSCUS	LEVIPES	0.13	0.11
PEROMYSCUS	LEUCOPUS	0.11	0.10
PEROMYSCUS	MANICULATUS	0.11	0.10
PEROMYSCUS	MEGALOPS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	MEKISTURUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	MELANOCARPUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	MELANOPHRYS	0.13	0.10
PEROMYSCUS	MELANOTIS	0.12	0.10
PEROMYSCUS	MELANURUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	MERRIAM	0.15	0.12
PEROMYSCUS	MEXICANUS	0.14	0.11
PEROMYSCUS	NASUTUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	OCHRAVENTER	0.11	0.10
PEROMYSCUS	PECTORALIS	0.14	0.11
PEROMYSCUS	PERFULVUS	0.13	0.10
PEROMYSCUS	POLIUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	SIMULUS	0.15	0.12
PEROMYSCUS	SLEVINI	0.15	0.12
PEROMYSCUS	SPICILEGUS	0.11	0.10
PEROMYSCUS	TRUEI	0.11	0.10
PEROMYSCUS	WINKELMANNI	0.11	0.09
PEROMYSCUS	YUCATANICUS	0.14	0.11
PEROMYSCUS	ZARHYNCHUS	0.14	0.11
REITHRODONTOMYS	BURTI	0.14	0.14
REITHRODONTOMYS	CHRYSOPSIS	0.15	0.15
REITHRODONTOMYS	FULVESCENS	0.14	0.14
REITHRODONTOMYS	GRACILIS	0.15	0.15
REITHRODONTOMYS	HIRSUTUS	0.15	0.15
REITHRODONTOMYS	MEGALOTIS	0.13	0.13
REITHRODONTOMYS	MEXICANUS	0.14	0.14
REITHRODONTOMYS	MICRODON	0.15	0.15
REITHRODONTOMYS	MONTANUS	0.13	0.13
REITHRODONTOMYS	SUMICHRASTI	0.13	0.13
REITHRODONTOMYS	TENUIROSTRIS	0.15	0.15
REITHRODONTOMYS	ZACATECAE	0.15	0.15
RHEOMYS	MEXICANUS	0.24	0.25
RHEOMYS	THOMASI	0.24	0.25
SCOTINOMYS	TEGUINA	0.24	0.25

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
SIGMODON	ALLENI	0.24	0.21
SIGMODON	ARIZONAE	0.24	0.21
SIGMODON	FULVIVENTER	0.24	0.21
SIGMODON	HISPIDUS	0.24	0.21
SIGMODON	LEUCOTIS	0.24	0.21
SIGMODON	MASCOTENSIS	0.24	0.21
SIGMODON	OCHROGNATHUS	0.24	0.21
TYLOMYS	BULLARIS	0.24	0.23
TYLOMYS	NUDICAUDUS	0.24	0.23
TYLOMYS	TUMBALENSIS	0.24	0.23
XENOMYS	NELSONI	0.19	0.20
GLAUCOMYS	VOLANS	0.30	0.36
AMMOSPERMOPHILUS	HARRISHI	0.27	0.26
AMMOSPERMOPHILUS	INTERPRES	0.27	0.26
AMMOSPERMOPHILUS	LEUCURUS	0.27	0.26
CYNOMYS	LUDOVICIANUS	0.24	0.24
CYNOMYS	MEXICANUS	0.24	0.24
SCIURUS	ABERTI	0.22	0.17
SCIURUS	ALLENI	0.22	0.17
SCIURUS	ARIZONENSIS	0.22	0.17
SCIURUS	AUREOGASTER	0.22	0.17
SCIURUS	COLLIAEI	0.22	0.17
SCIURUS	DEPPEI	0.22	0.17
SCIURUS	GRISEUS	0.22	0.17
SCIURUS	NAYARITENSIS	0.22	0.17
SCIURUS	NIGER	0.22	0.17
SCIURUS	OCULATUS	0.22	0.17
SCIURUS	VARIEGATOIDES	0.22	0.17
SCIURUS	YUCATANENSIS	0.22	0.17
SPERMOPHILUS	ADOCETUS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	ANNULATUS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	ATRICAPILLUS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	BEECHEYI	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	MADRENSIS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	MEXICANUS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	PEROTENSIS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	SPILOSOMA	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	TERETICAUDUS	0.24	0.18
SPERMOPHILUS	VARIEGATUS	0.24	0.18
TAMIAS	BULLERI	0.30	0.28
TAMIAS	DORSALIS	0.27	0.26
TAMIAS	DURANGAE	0.30	0.28
TAMIAS	MERRIAMI	0.24	0.24
TAMIAS	OBSCURUS	0.24	0.24
TAMIASCIURUS	MEARNSI	0.24	0.24
AGOUTI	PACA	0.35	0.32
DASYPROCTA	MEXICANA	0.30	0.29
DASYPROCTA	PUNCTATA	0.30	0.29
SPHIGGURUS	MEXICANUS	0.35	0.32
ERETHIZON	DORSATUM	0.35	0.32
LEPUS	ALLENI	0.35	0.34
LEPUS	CALIFORNICUS	0.35	0.34
LEPUS	CALLOTIS	0.35	0.34

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
LEPUS	FLAVIGULARIS	0.35	0.34
SYLVILAGUS	AUDUBONII	0.35	0.31
SYLVILAGUS	BACHMANI	0.35	0.31
SYLVILAGUS	BRASILIENSIS	0.35	0.31
SYLVILAGUS	CUNICULARIUS	0.35	0.31
SYLVILAGUS	FLORIDANUS	0.35	0.31
SYLVILAGUS	INSONUS	0.35	0.31
ROMEROLAGUS	DIAZI	0.48	0.50

ANEXO 6

Porcentajes de información filogenética de los mamíferos voladores

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
BALANTIOPTERYX	IO	0.79	0.74
BALANTIOPTERYX	PLICATA	0.79	0.74
CENTRONYCTERIS	MAXIMILIANI	0.90	0.83
DICLIDURUS	ALBUS	0.90	0.83
PEROPTERYX	KAPPLERI	0.90	1.01
PEROPTERYX	MACROTIS	0.90	1.01
RYNCHONYCTERIS	NASO	0.90	0.83
SACCOPTERYX	BILINEATA	0.79	0.74
SACCOPTERYX	LEPTURA	0.79	0.74
EUMOPS	AURIPENDULUS	0.70	0.64
EUMOPS	BONARIENSIS	0.70	0.64
EUMOPS	GLAUCINUS	0.70	0.64
EUMOPS	HANSAE	0.70	0.64
EUMOPS	PEROTIS	0.70	0.64
EUMOPS	UNDERWOODI	0.70	0.64
MOLOSSOPS	GREENHALLI	1.26	1.41
MOLOSSUS	ATER	0.63	0.61
MOLOSSUS	AZTECUS	0.63	0.61
MOLOSSUS	COIBENSIS	0.63	0.61
MOLOSSUS	MOLOSSUS	0.63	0.61
MOLOSSUS	SINALOAE	0.63	0.61
NYCTINOMOPS	AURISPINOSUS	0.79	0.78
NYCTINOMOPS	FEMOROSACCUS	0.79	0.78
NYCTINOMOPS	LATICAUDATUS	0.79	0.78
NYCTINOMOPS	MACROTIS	0.79	0.78
PROMOPS	CENTRALIS	0.70	0.78
TADARIDA	BRASILIENSIS	1.05	1.18
MORMOOPS	MEGALOPHYLLA	1.26	1.41
PTERONOTUS	DAVYI	0.90	0.94
PTERONOTUS	GYMNONOTUS	1.05	1.09
PTERONOTUS	PARNELLII	1.05	1.09
PTERONOTUS	PERSONATUS	0.90	0.94
NATALUS	STRAMINEUS	6.32	7.06
NOCTILIO	ALBIVENTRIS	1.26	1.41
NOCTILIO	LEPORINUS	1.26	1.41
DESMODUS	ROTUNDUS	1.05	1.18
DIAEMUS	YOUNGI	1.05	1.18
DIPHYLLA	ECAUDATA	1.26	1.41
MACROTUS	CALIFORNICUS	0.90	0.88
MACROTUS	WATERHOUSII	0.90	0.88
MICRONYCTERIS	BRACHYOTIS	0.90	0.78
MICRONYCTERIS	MEGALOTIS	0.90	0.78
MICRONYCTERIS	SCHMIDTORUM	0.90	0.78
MICRONYCTERIS	SYLVESTRIS	0.90	0.78
ANOURA	GEOFFROYI	0.70	0.74
CHOERONISCUS	GODMANI	0.63	0.67

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
CHOERONYCTERIS	MEXICANA	0.53	0.56
GLOSSOPHAGA	COMMISSARISI	0.79	0.74
GLOSSOPHAGA	LEACHII	0.79	0.74
GLOSSOPHAGA	MORENOI	0.79	0.74
GLOSSOPHAGA	SORICINA	0.79	0.74
HYLONYCTERIS	UNDERWOODI	0.57	0.61
LEPTONYCTERIS	CURASOAE	0.70	0.74
LEPTONYCTERIS	NIVALIS	0.70	0.74
LICHONYCTERIS	OBSCURA	0.90	1.57
MUSONYCTERIS	HARRISONI	0.53	0.56
LONCHORHINA	AURITA	0.90	0.88
MACROPHYLLUM	MACROPHYLLUM	0.79	0.78
MIMON	BENNETTI	0.57	0.59
MIMON	CRENULATUM	0.57	0.59
PHYLLOSTOMUS	DISCOLOR	0.57	0.59
PHYLLOSTOMUS	STENOPS	0.57	0.59
TONATIA	BIDENS	0.63	0.61
TONATIA	BRASILIENSE	0.63	0.61
TONATIA	EVOTIS	0.63	0.61
ARTIBEUS	HIRSUTUS	0.57	0.61
ARTIBEUS	INTERMEDIUS	0.53	0.56
ARTIBEUS	JAMAICENSIS	0.53	0.56
ARTIBEUS	LITURATUS	0.57	0.61
CAROLLIA	BREVICAUDA	0.79	0.83
CAROLLIA	PERSPICILLATA	0.79	0.83
CAROLLIA	SUBRUFA	0.79	0.83
CENTURIO	SENEX	0.70	0.78
CHIRODERMA	SALVINI	0.63	0.71
CHIRODERMA	VILLOSUM	0.63	0.71
DERMANURA	AZTECA	0.49	0.52
DERMANURA	PHAEOTIS	0.49	0.52
DERMANURA	TOLTECA	0.53	0.56
DERMANURA	WATSONI	0.57	0.61
DERMANURA	HARTII	0.57	0.61
PLATYRRHINUS	HELLERI	0.53	0.56
STURNIRA	LILIUM	0.57	0.64
STURNIRA	LUDOVICI	0.57	0.64
URODERMA	BILOBATUM	0.53	0.59
URODERMA	MAGNIROSTRUM	0.53	0.59
VAMPYRESSA	PUSILLA	0.53	0.56
VAMPYRODES	CARACCIOLI	0.53	0.56
CHROPTERUS	AURITUS	0.79	0.78
TRACHOPS	CIRRHOSUS	0.90	0.88
VAMPYRUM	SPECTRUM	0.79	0.78
THYROPTERA	TRICOLOR	2.11	2.35
ANTROZOUS	PALLIDUS	0.90	1.01
BAUERUS	DUBIAQUERCUS	0.90	1.01
EPTESICUS	BRASILIENSIS	0.63	0.71
EPTESICUS	FURINALIS	0.57	0.64
EPTESICUS	FUSCUS	0.57	0.64
EUDERMA	MACULATUM	0.57	0.64
IDIONYCTERIS	PHYLLOTIS	0.57	0.64

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
LASIONYCTERIS	NOCTIVAGANS	0.63	0.71
LASIURUS	BLOSSEVILLII	0.70	0.64
LASIURUS	BOREALIS	0.70	0.64
LASIURUS	CINEREUS	0.70	0.64
LASIURUS	EGA	0.70	0.64
LASIURUS	INTERMEDIUS	0.70	0.64
LASIURUS	XANTHINUS	0.70	0.64
MYOTIS	ALBESCENS	0.63	0.43
MYOTIS	AURICULACEA	0.53	0.38
MYOTIS	CALIFORNICA	0.63	0.43
MYOTIS	CARTERI	0.63	0.43
MYOTIS	CILIOLABRUM	0.63	0.43
MYOTIS	ELEGANS	0.63	0.43
MYOTIS	EVOTIS	0.45	0.34
MYOTIS	FORTIDENS	0.63	0.43
MYOTIS	KEAYSI	0.63	0.43
MYOTIS	LUCIFUGA	0.63	0.43
MYOTIS	MILLERI	0.45	0.34
MYOTIS	NIGRICANS	0.63	0.43
MYOTIS	PENINSULARIS	0.63	0.43
MYOTIS	PLANICEPS	0.63	0.43
MYOTIS	THYSANODES	0.49	0.36
MYOTIS	VELIFERA	0.63	0.43
MYOTIS	VIVESI	0.63	0.43
MYOTIS	VOLANS	0.63	0.43
MYOTIS	YUMANENSIS	0.57	0.40
NYCTICEIUS	HUMERALIS	0.63	0.71
PIPISTRELLUS	HESPERUS	0.70	0.78
PIPISTRELLUS	SUBFLAVUS	0.70	0.78
PLECOTUS	MEXICANUS	0.57	0.64
PLECOTUS	TOWSENDII	0.57	0.64
RHOGEESSA	AENEUS	0	0
RHOGEESSA	ALLENI	0	0
RHOGEESSA	GENOWAYSI	0	0
RHOGEESSA	GRACILIS	0	0
RHOGEESSA	MIRA	0	0
RHOGEESSA	PARVULA	0	0
RHOGEESSA	TUMIDA	0	0

ANEXO 7

Porcentajes de información filogenética de los mamíferos terrestres

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
CALUROMYS	DERBIANUS	1.60	2.20
CHIRONECTES	MINIMUS	0.80	0.98
DIDELPHIS	MARSUPIALIS	0.53	0.68
DIDELPHIS	VIRGINIANA	0.53	0.68
MARMOSA	CANESCENS	0.80	0.98
MARMOSA	MEXICANA	0.80	0.98
METACHIRUS	NUDICAUDATUS	1.07	1.26
PHILANDER	OPOSSUM	0.64	0.80
CABASSOUS	CENTRALIS	0.80	1.10
DASYPUS	NOVEMCINCTUS	0.80	1.10
CYCLOPES	DIDACTYLUS	0.80	1.10
TAMANDUA	MEXICANA	0.80	1.10
CRYPTOTIS	GOLDMANI	0.46	0.42
CRYPTOTIS	GOODWINI	0.46	0.42
CRYPTOTIS	MAGNA	0.46	0.42
CRYPTOTIS	MEXICANA	0.46	0.42
CRYPTOTIS	NIGRESCENS	0.46	0.42
CRYPTOTIS	PARVA	0.46	0.42
MEGASOREX	GIGAS	0.53	0.59
NOTIOSOREX	CRAWFORDI	0.53	0.59
SOREX	ARIZONAE	0.46	0.52
SOREX	EMARGINATUS	0.40	0.31
SOREX	MACRODON	0.40	0.31
SOREX	MILLERI	0.40	0.31
SOREX	MONTICOLUS	0.40	0.31
SOREX	OREOPOLUS	0.40	0.31
SOREX	ORNATUS	0.40	0.31
SOREX	SAUSSUREI	0.40	0.31
SOREX	SCLATERI	0.40	0.31
SOREX	STIZODON	0.40	0.31
SOREX	VENTRALIS	0.40	0.31
SOREX	VERAEPACIS	0.40	0.31
SCALOPUS	AQUATICUS	0.64	0.68
SCAPANUS	LATIMANUS	0.64	0.68
ALOUATTA	PALLIATA	0.64	0.68
ALOUATTA	PIGRA	0.64	0.68
ATELES	GEOFFROYI	0.80	0.80
CANIS	LATRANS	0.40	0.46
CANIS	LUPUS	0.40	0.46
UROCYON	CINEREOARGENTEUS	0.40	0.46
VULPES	VELOX	0.40	0.46
LONTRA	CANADENSIS	0.32	0.38
LONTRA	LONGICAUDIS	0.32	0.38
CONEPATUS	LEUCONOTUS	0.32	0.34
CONEPATUS	MESOLEUCUS	0.32	0.34
CONEPATUS	SEMISTRIATUS	0.32	0.34
EIRA	BARBARA	0.29	0.35
GALICTIS	VITTATA	0.29	0.35

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
MEPHITIS	MACROURA	0.29	0.31
MEPHITIS	MEPHITIS	0.29	0.31
MUSTELA	FRENATA	0.32	0.38
SPILOGALE	PUTORIUS	0.29	0.31
SPILOGALE	PYGMAEA	0.29	0.31
TAXIDEA	TAXUS	0.36	0.42
POTOS	FLAVUS	0.40	0.46
BASSARISCUS	ASTUTUS	0.32	0.38
BASSARISCUS	SUMICHRASTI	0.32	0.38
NASUA	NARICA	0.32	0.38
PROCYON	LOTOR	0.32	0.38
URSUS	ARCTOS	0.53	0.59
URSUS	AMERICANUS	0.53	0.59
HERPAILURUS	YAGOUAROUNDI	0.46	0.52
LEOPARDUS	PARDALIS	0.36	0.42
LEOPARDUS	WIEDII	0.36	0.42
LYNX	RUFUS	0.53	0.59
PUMA	CONCOLOR	0.40	0.46
PANTHERA	ONCA	0.64	0.68
TAPIRUS	BAIRDII	0.80	0.80
ANTILOCAPRA	AMERICANA	0.46	0.52
BISON	BISON	0.40	0.46
OVIS	CANADENSIS	0.40	0.46
CERVUS	ELAPHUS	0.46	0.68
MAZAMA	AMERICANA	0.36	0.42
ODOCOILEUS	HEMIONUS	0.36	0.42
ODOCOILEUS	VIRGINIANUS	0.40	0.46
TAYASSU	TAJACU	0.53	0.59
TAYASSU	PECARI	0.53	0.59
CASTOR	CANADENSIS	0.64	0.55
CRATOGEOMYS	CASTANOPS	0.29	0.29
CRATOGEOMYS	FUMOSUS	0.25	0.24
CRATOGEOMYS	GOLDMANI	0.29	0.29
CRATOGEOMYS	GYMNURUS	0.25	0.24
CRATOGEOMYS	MERRIAMI	0.27	0.27
CRATOGEOMYS	NEGLECTUS	0.29	0.29
CRATOGEOMYS	TYLORHINUS	0.25	0.24
CRATOGEOMYS	ZINSERI	0.25	0.24
GEOMYS	ARENARIUS	0.36	0.35
GEOMYS	PERSONATUS	0.36	0.35
GEOMYS	TROPICALIS	0.36	0.35
ORTHOGEOMYS	CUNICULUS	0.29	0.29
ORTHOGEOMYS	GRANDIS	0.29	0.29
ORTHOGEOMYS	HISPIDUS	0.29	0.29
ORTHOGEOMYS	LANIUS	0.29	0.29
PAPPOGEOMYS	ALCORNII	0.29	0.31
PAPPOGEOMYS	BULLERI	0.29	0.31
THOMOMYS	BOTTAE	0.40	0.40
THOMOMYS	UMBRINUS	0.40	0.40
ZYGOGEOMYS	TRICHOPUS	0.32	0.34
DIPODOMYS	AGILIS	0.29	0.27
DIPODOMYS	COMPACTUS	0.29	0.27
DIPODOMYS	DESERTI	0.32	0.29

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
DIPODOMYS	GRAVIPES	0.29	0.27
DIPODOMYS	MERRIAM	0.32	0.29
DIPODOMYS	NELSONI	0.29	0.27
DIPODOMYS	ORDII	0.29	0.27
DIPODOMYS	PHILLIPSII	0.32	0.29
DIPODOMYS	SPECTABILIS	0.29	0.27
HETEROMYS	DESMARESTIANUS	0.36	0.35
HETEROMYS	GAUMERI	0.36	0.35
HETEROMYS	NELSONI	0.36	0.35
LIOMYS	IRRORATUS	0.32	0.33
LIOMYS	PICTUS	0.32	0.33
LIOMYS	SALVINI	0.36	0.35
LIOMYS	SPECTABILIS	0.36	0.35
CHAETODIPUS	ARENARIUS	0.27	0.24
CHAETODIPUS	ARTUS	0.32	0.27
CHAETODIPUS	BAILEYI	0.32	0.27
CHAETODIPUS	CALIFORNICUS	0.25	0.23
CHAETODIPUS	DALQUESTI	0.32	0.27
CHAETODIPUS	FALLAX	0.25	0.23
CHAETODIPUS	FORMOSUS	0.32	0.27
CHAETODIPUS	GOLDMANI	0.32	0.27
CHAETODIPUS	HISPIDUS	0.32	0.27
CHAETODIPUS	INTERMEDIUS	0.25	0.23
CHAETODIPUS	LINEATUS	0.32	0.27
CHAETODIPUS	NELSONI	0.27	0.24
CHAETODIPUS	PENICILLATUS	0.25	0.23
CHAETODIPUS	PERNIX	0.25	0.23
CHAETODIPUS	SPINATUS	0.25	0.23
PEROGNATHUS	AMPLUS	0.36	0.34
PEROGNATHUS	FLAVESCENS	0.36	0.34
PEROGNATHUS	FLAVUS	0.32	0.31
PEROGNATHUS	LONGIMEMBRIS	0.32	0.31
PEROGNATHUS	MERRIAM	0.36	0.34
MICROTUS	CALIFORNICUS	0.40	0.33
MICROTUS	GUATEMALENSIS	0.40	0.33
MICROTUS	MEXICANUS	0.40	0.33
MICROTUS	OAXACENSIS	0.40	0.33
MICROTUS	PENNSYLVANICUS	0.40	0.33
MICROTUS	QUASIATER	0.40	0.33
MICROTUS	UMBROSUS	0.40	0.33
ONDATRA	ZIBETHICUS	0.46	0.44
BAIOMYS	MUSCULUS	0.29	0.31
BAIOMYS	TAYLORI	0.29	0.31
HABROMYS	CHINANTECO	0.20	0.22
HABROMYS	LEPTURUS	0.20	0.22
HABROMYS	LOPHURUS	0.20	0.22
HABROMYS	SIMULATUS	0.20	0.22
HODOMYS	ALLENI	0.25	0.27
MEGADONTOMYS	CRYOPHILUS	0.27	0.29
MEGADONTOMYS	NELSONI	0.25	0.27
MEGADONTOMYS	THOMASI	0.25	0.27
NELSONIA	GOLDMANI	0.27	0.29
NELSONIA	NEOTOMODON	0.27	0.29

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
NEOTOMA	ALBIGULA	0.25	0.21
NEOTOMA	ANGUSTAPALATA	0.25	0.21
NEOTOMA	FUSCIPES	0.25	0.21
NEOTOMA	GOLDMANI	0.25	0.21
NEOTOMA	LEPIDA	0.25	0.21
NEOTOMA	MEXICANA	0.25	0.21
NEOTOMA	MICROPUS	0.25	0.21
NEOTOMA	NELSONI	0.25	0.21
NEOTOMA	PALATINA	0.25	0.21
NEOTOMA	PHENAX	0.25	0.21
NEOTOMODON	ALSTONI	0.21	0.24
NYCTOMYS	SUMICHRASTI	0.32	0.33
OLIGORYZOMYS	FULVESCENS	0.36	0.37
ONYCHOMYS	ARENICOLA	0.23	0.26
ONYCHOMYS	LEUCOGASTER	0.21	0.24
ONYCHOMYS	TORRIDUS	0.21	0.24
ORYZOMYS	ALFAROI	0.32	0.31
ORYZOMYS	COUESI	0.32	0.31
ORYZOMYS	CHAPMANI	0.32	0.31
ORYZOMYS	MELANOTIS	0.32	0.31
OSGOODOMYS	BANDERANUS	0.27	0.29
OTONYCTOMYS	HATTI	0.32	0.33
OTOTYLOMYS	PHYLLOTIS	0.36	0.35
PEROMYSCUS	AZTECUS	0.14	0.13
PEROMYSCUS	BEATAE	0.19	0.16
PEROMYSCUS	BOYLII	0.19	0.16
PEROMYSCUS	BULLATUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	CALIFORNICUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	CRINITUS	0.18	0.15
PEROMYSCUS	DIFFICILIS	0.18	0.15
PEROMYSCUS	EREMICUS	0.18	0.15
PEROMYSCUS	EVA	0.20	0.17
PEROMYSCUS	FURVUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	GRATUS	0.18	0.15
PEROMYSCUS	GUATEMALENSIS	0.19	0.15
PEROMYSCUS	GYMNOTIS	0.19	0.15
PEROMYSCUS	HOOPERI	0.20	0.17
PEROMYSCUS	LEVIPES	0.17	0.15
PEROMYSCUS	LEUCOPUS	0.15	0.13
PEROMYSCUS	MANICULATUS	0.15	0.13
PEROMYSCUS	MEGALOPS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	MEKISTURUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	MELANOCARPUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	MELANOPHRYS	0.18	0.14
PEROMYSCUS	MELANOTIS	0.15	0.14
PEROMYSCUS	MELANURUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	MERRIAMI	0.20	0.17
PEROMYSCUS	MEXICANUS	0.19	0.15
PEROMYSCUS	NASUTUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	OCHRAVENTER	0.15	0.13
PEROMYSCUS	PECTORALIS	0.19	0.15
PEROMYSCUS	PERFULVUS	0.18	0.14
PEROMYSCUS	POLIUS	0.20	0.17

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
PEROMYSCUS	SIMULUS	0.20	0.17
PEROMYSCUS	SPICILEGUS	0.15	0.13
PEROMYSCUS	TRUEI	0.15	0.13
PEROMYSCUS	WINKELMANNI	0.14	0.13
PEROMYSCUS	YUCATANICUS	0.19	0.15
PEROMYSCUS	ZARHYNCHUS	0.19	0.15
REITHRODONTOMYS	BURTI	0.19	0.19
REITHRODONTOMYS	CHRYSOPSIS	0.20	0.20
REITHRODONTOMYS	FULVESCENS	0.19	0.19
REITHRODONTOMYS	GRACILIS	0.20	0.20
REITHRODONTOMYS	HIRSUTUS	0.20	0.20
REITHRODONTOMYS	MEGALOTIS	0.17	0.17
REITHRODONTOMYS	MEXICANUS	0.19	0.19
REITHRODONTOMYS	MICRODON	0.20	0.20
REITHRODONTOMYS	MONTANUS	0.18	0.18
REITHRODONTOMYS	SUMICHRASTI	0.17	0.17
REITHRODONTOMYS	TENUIROSTRIS	0.20	0.20
REITHRODONTOMYS	ZACATECAE	0.20	0.20
RHEOMYS	MEXICANUS	0.32	0.34
RHEOMYS	THOMASI	0.32	0.34
SCOTINOMYS	TEGUINA	0.32	0.34
SIGMODON	ALLENI	0.32	0.28
SIGMODON	ARIZONAE	0.32	0.28
SIGMODON	FULVIVENTER	0.32	0.28
SIGMODON	HISPIDUS	0.32	0.28
SIGMODON	LEUCOTIS	0.32	0.28
SIGMODON	MASCOTENSIS	0.32	0.28
SIGMODON	OCHROGNATHUS	0.32	0.28
TYLOMYS	BULLARIS	0.32	0.31
TYLOMYS	NUDICAUDUS	0.32	0.31
TYLOMYS	TUMBALENSIS	0.32	0.31
XENOMYS	NELSONI	0.25	0.27
GLAUCOMYS	VOLANS	0.53	0.49
AMMOSPERMOPHILUS	HARRISHI	0.36	0.35
AMMOSPERMOPHILUS	INTERPRES	0.36	0.35
AMMOSPERMOPHILUS	LEUCURUS	0.36	0.35
CYNOMYS	LUDOVICIANUS	0.32	0.33
CYNOMYS	MEXICANUS	0.32	0.33
SCIURUS	ABERTI	0.29	0.23
SCIURUS	ALLENI	0.29	0.23
SCIURUS	ARIZONENSIS	0.29	0.23
SCIURUS	AUREOGASTER	0.29	0.23
SCIURUS	COLLIAEI	0.29	0.23
SCIURUS	DEPPEI	0.29	0.23
SCIURUS	GRISEUS	0.29	0.23
SCIURUS	NAYARITENSIS	0.29	0.23
SCIURUS	NIGER	0.29	0.23
SCIURUS	OCULATUS	0.29	0.23
SCIURUS	VARIEGATOIDES	0.29	0.23
SCIURUS	YUCATANENSIS	0.29	0.23
SPERMOPHILUS	ADOCETUS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	ANNULATUS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	ATRICAPILLUS	0.32	0.25

género	especie	P% Vane-Wright <i>et al.</i>	P% May
SPERMOPHILUS	BEECHEYI	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	MADRENSIS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	MEXICANUS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	PEROTENSIS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	SPILOSOMA	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	TERETICAUDUS	0.32	0.25
SPERMOPHILUS	VARIEGATUS	0.32	0.25
TAMIAS	BULLERI	0.40	0.38
TAMIAS	DORSALIS	0.36	0.35
TAMIAS	DURANGAE	0.40	0.38
TAMIAS	MERRIAMI	0.32	0.33
TAMIAS	OBSCURUS	0.32	0.33
TAMIASCIURUS	MEARNSI	0.32	0.33
AGOUTI	PACA	0.46	0.44
DASYPROCTA	MEXICANA	0.40	0.40
DASYPROCTA	PUNCTATA	0.40	0.40
SPHIGGURUS	MEXICANUS	0.46	0.44
ERETHIZON	DORSATUM	0.46	0.44
LEPUS	ALLENI	0.46	0.46
LEPUS	CALIFORNICUS	0.46	0.46
LEPUS	CALLOTIS	0.46	0.46
LEPUS	FLAVIGULARIS	0.46	0.46
SYLVILAGUS	AUDUBONII	0.46	0.42
SYLVILAGUS	BACHMANI	0.46	0.42
SYLVILAGUS	BRASILIENSIS	0.46	0.42
SYLVILAGUS	CUNICULARIUS	0.46	0.42
SYLVILAGUS	FLORIDANUS	0.46	0.42
SYLVILAGUS	INSONUS	0.46	0.42
ROMEROLAGUS	DIAZI	0.64	0.68
NEOTOMA	DEVIA	0.25	0.21

LITERATURA CITADA

- Abramsky, Z. y M. L. Rosenzweig. 1984. Tilman's predicted productivity-diversity relationship shown by desert rodents. *Nature*, 309:150-151.
- Altieri, M., A. Gentry, A. Gómez-Pompa, G. Mann, J. G. Saldarriaga, J. Trujillo y R. Medellín. 1991. Conservación y manejo de recursos naturales en América Latina. *Ciencias*, 21:13-17.
- Anderson, J. E. 1991. A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation Biology*, 5:347-352.
- Arita, H. T. 1993. Riqueza de especies de la mastofauna de México. Pp. 109-128. En: *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. (G. Ceballos y R. Medellín, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, 464 pp.
- Arita, H. T. y G. Ceballos. En prensa. The mammals of Mexico, distribution and conservation status. Enviado a: *Occasional Papers the Museum, Texas Tech University*. Junio 20, 1994.
- Arita, H. T. y P. L. León. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias*, Número especial, 7:13-22.
- Atkinson, I. 1989. Introduced animals and extinctions. Pp. 54-69. En: *Conservation for the twenty-first century*. (D. Western y M. Pearl, eds.). Oxford University Press, New York.
- Ayala, R., T. L. Griswold y S. H. Bullock. 1993. The native bees of Mexico. Pp. 179-228. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- Boecklen, W. J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography*, 13:59-68.
- Brooks, D. R. y D. A. McLennan. 1993. Historical ecology: examining phylogenetic components of community evolution. Pp. 267-280. En: *Species diversity in ecological communities*. (R. E. Ricklefs y D. Schlüter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 414 pp.
- Brown, J. H. 1973. Species diversity of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology*, 54:775-787.
- Brown, J. H. 1988. Species diversity. Pp. 57-89. En: *Analytical biogeography, an integrated approach to the study of animal and plant distributions*. (A. A. Myers y P. S. Giller, eds.). Chapman and Hall, Londres, 578 pp.
- Brown, J. H. y D. W. Davidson. 1977. Competition between seed-eating rodents and ants in desert ecosystems. *Science*, 196:880-882.
- Brown, J. H. y A. C. Gibson. 1983. *Biogeography*. C. V. Mosby Co., St. Louis, MO., 643 pp.
- Ceballos, G. y F. Eccardi. 1993. *Diversidad de fauna mexicana*. Agrupación Sierra Madre y CEMEX, México, 191 pp.
- Ceballos, G. y D. Navarro. 1991. Diversity and conservation of mexican mammals. Pp. 167-198. En: *Topics in Latin American mammalogy: history, biodiversity and education*. (M. A. Mares y D. J. Schmidly, eds.). University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, E.U.A.

- Ceballos, G. y P. Rodríguez. 1993. Diversidad y conservación de los mamíferos de México: II. Patrones de endemidad. Pp. 87-108. En: Avances en el estudio de los mamíferos de México. (G. Ceballos y R. Medellín, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, 464 pp.
- Chalker, L. 1990. Opening address to Friends of the Earth conference, The Rainforest Harvest. (R. May, ed.). ODA., London.
- Cody, M. L. 1986. Diversity, rarity, and conservation in mediterranean-climate regions. Pp. 122-152, En: Conservation Biology. (M. E. Soulé, ed.). University of Michigan, E.U.A., 584 pp.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310.
- Cornell, H. V. 1993. Unsaturated patterns in species assemblages: the role of regional processes in setting local species richness. Pp. 243-252. En: Species diversity in ecological communities. (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 414 pp.
- Cousins, S. H. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology and Evolution*, 6:190-192.
- Crosby, A. W. 1972. El intercambio colombino. Tomado de: Carrillo C. La conquista biológica de América. *Ciencias*, 23:42-58.
- Crozier, R. H. 1992. Genetic diversity and the agony of choice. *Biological Conservation*, 61:11-15.
- Currie, D. J. y V. Paquin. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature*, 329:326-327.
- Davidson, D. W. 1977. Species diversity and community organization in desert seed-eating ants. *Ecology*, 58:525-537.
- Dirzo, R. 1990. La biodiversidad como crisis ecológica actual ¿qué sabemos? *Ciencias*, Número especial, 4:48-55.
- Ehrlich, A. H. y P. R. Ehrlich. 1981. Extinción. Biblioteca Científica Salvat, Barcelona, 202 pp.
- Ehrlich, P. R. 1988. The loss of diversity: causes and consequences. Pp. 21-27. En: Biodiversity. (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D.C., 521 pp.
- Ehrlich, P. R. y E. O. Wilson. 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science*, 253:758-762.
- Eisenberg, J. F. 1981. The mammalian radiations: an analysis of trends in evolution, adaptation and behaviour. The University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 610 pp.
- Eldredge, N. y J. Cracraft. 1980. Phylogenetic patterns and the evolutionary process: method and theory in comparative biology. Columbia University Press, New York, 349 pp.
- Erwin, T. L. 1983. Tropical forest canopies: the last biotic frontier. *Bulletin of Entomological Society of America*, 29:14-19.
- Erwin, T. L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science*, 253:750-752.
- Escalante, P. P., A. G. Navarro y A. T. Peterson. 1993. A geographic, and historical analysis of land bird diversity in Mexico. Pp. 281-308. En: Biological diversity of Mexico: origins and distribution. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.

- Fa, J. E. 1989. Conservation-motivated analysis of mammalian biogeography in the Trans-Mexican Neovolcanic Belt. *National Geographic Research*, 5:296-315.
- Fa, J. E. y L. M. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. Pp. 319-361. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- Faith, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61:1-10.
- Findley, J. S. 1955. Taxonomy and distribution of some American shrews. *University of Kansas, Publications of the Museum of Natural History*, 7:613-618.
- Fleeting, T. H. 1973. Numbers of mammalian species in North and Central American forest communities. *Ecology*, 54:555-563.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of México: distribution and endemism. Pp. 253-280. En: *Biological diversity of México: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- Gaston, K. J. y P. H. Williams. 1993. Mapping world's species - the higher taxon approach. *Biodiversity Letters*, 1:2-8.
- Gómez-Pompa, A. 1985. Los recursos bióticos de México (reflexiones). *Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos*. Xalapa, Veracruz, México, 122 pp.
- Graham, G. L. 1983. Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of Mammalogy*, 64:559-571.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. John Wiley and Sons. New York, 1:1-600+90, 2:601-1181+90.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, Oxford, 851 pp.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113:81-101.
- Itis, H. H. 1988. Serendipity in the exploration of biodiversity: what good are weedy tomatoes? Pp. 98-105. En: *Biodiversity*. (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., 521 pp.
- Llorente, B. J. y A. L. Martínez. 1993. Conservation-oriented analysis of Mexican butterflies: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea). Pp. 147-177. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical ecology, patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, E.U.A., 269 pp.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17:373-387.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 pp.

- Mace, G. M. y R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, 5:148-157.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 179 pp.
- Mares, M. A. 1986. Conservation in South America: problems, consequences and solutions. *Science*, 233:734-739.
- Mares, M. A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science*, 255:976-979.
- Martini, P. C. y B. E. Hurrell. 1957. The pleistocene history of temperate biotas in Mexico and Eastern United States. *Ecology*, 38:486-490.
- May, R. M. 1988. How many species are there on earth? *Science*, 241:1441-1449.
- May, R. M. 1990. Taxonomy as destiny. *Nature*, 347:129-130.
- Mayr, E. y P. D. Ashlock. 1969. *Principles of systematic zoology*. 2ª ed. 1991. Edit. McGraw-Hill, Inc., 475 pp.
- McCoy, E. D. y E. F. Connor. 1980. Latitudinal gradients in the species diversity of North American mammals. *Evolution*, 34:193-203.
- Menge, B. A. y J. P. Sutherland. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*, 110:351-369.
- Mickevich, M. F. y N. I. Platnick. 1989. On the information content of classifications. *Cladistics*, 5:33-47.
- Mittermeier, R. A. 1990. Países neotropicales con "megadiversidad". Conservation International, Washington, D.C.
- Mittermeier, R. A. y C. Goettsch de M. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. Pp. 63-73. En: México ante los retos de la biodiversidad. (J. Sarukhán y R. Dirzo, eds.). Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., 333 pp.
- Myers, N. 1988. Tropical forest and their species. Going, going...? Pp. 28-35. En: Biodiversity. (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington D.C., 521 pp.
- Navarro-S., A. G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *The Condor*, 94:29-39.
- Nilsson, S. G., J. Bengtsson y S. As. 1988. Habitat diversity or area per-se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *Journal of Animal Ecology*, 57:685-704.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4:355-364.
- Ohngemach, D. 1973. Análisis polínica de los sedimentos del Pleistoceno reciente y del Holoceno en la región Puebla-Tlaxcala. *Comunicaciones*, 7:47-49.
- Owen, J. G. 1988. On productivity as a predictor of rodent and carnivore diversity. *Ecology*, 69:1161-1165.
- Owen, J. G. 1990. Patterns on mammalian species richness in relation to temperature, productivity and variance in elevation. *Journal of Mammalogy*, 71:1-13.

- Pagel, M. D., R. M. May y A. R. Collie. 1991. Ecological aspects of the geographical distribution and diversity of mammalian species. *The American Naturalist*, 137(6):791-815.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100:65-75.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100:33-46.
- Pianka, E. R. 1982. *Ecología Evolutiva*. Omega. 365 pp.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Rabinovitch, J. E. y E. H. Rapoport. 1975. Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. *Journal of Biogeography*, 2:141-157.
- Rabinowitz, D., S. Cairns y T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and the frequency in the flora of the British isles. Pp. 182-204. En: *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. (M. Soulé, ed.). University of Michigan, Sinauer, E.U.A., 584 pp.
- Ramamoorthy, T. P. y D. H. Lorence. 1987. Species vicariance in Mexican flora and a description of a new species of *Salvia*. *Bulletin of the Museum of Natural History*, 2:167-175.
- Raup, D. M. 1986. Biological extinction in earth history. *Science*, 231:1528-1533.
- Raup, D. M. 1988. Diversity crises in the geological past. Pp. 51-57. En: *Biodiversity*. (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Raven, P. H. 1988. Our diminishing tropical forest. Pp. 119-122. En: *Biodiversity*. (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington D.C. 521 pp.
- Richards, P. W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ricklefs, E. R. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 236:167-171.
- Rosenzweig, M. L. 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. *Journal of Mammalogy*, 73:715-730.
- Rzedowski, J. 1993. Diversity and origins of the phanerogamic flora of Mexico. Pp. 129-144. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- Saether, B-E. y Jonsson B. 1991. Conservation biology faces reality. *Trends in Ecology and Evolution*, 6(2):37-38.
- Salm, R. V. 1984. Ecological boundaries for coral-reef reserves: principles and guidelines. *Environmental Conservation*, 11:209-215.
- Sarukhán, J. 1968. Estudio sinecológico de las selvas de *Terminalia amazonica* en la planicie costera del Golfo de México. M.S. thesis, Colegio de Posgraduados, Chapingo, México.
- Sarukhán, J. 1977. Algunas consideraciones sobre los paleoclimas que afectaron los ecosistemas de la planicie costera del Golfo. Pp. 197-209. En: *Reunión sobre fluctuaciones climáticas*. (CONACyT, ed.). CONACyT, México, D.F.

- Sarukhán, J. 1992. La coordinación de acciones en torno a la biodiversidad en México: una propuesta de prioridad nacional. Pp. 291-299. En: México ante los retos de la biodiversidad. (J. Sarukhán y R. Dirzo, eds.). Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., 333 pp.
- Schluter, D. y R. E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. Pp. 1-10. En: Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 414 pp.
- Schluter, D. y R. E. Ricklefs. 1993. Convergence and the regional component of species diversity. Pp. 230-240. En: Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E.U.A., 414 pp.
- Schmidly, D. 1977. Factors governing the distribution of mammals in the Chihuahuan Desert Region. Pp. 163-192. En: Transactions of the Symposium on the biological resources of the Chihuahuan Desert Region. (R. H. Water y D. H. Riskind, eds.). United States and Mexico, U.S. Department of the Interior, National Park Service and Proceedings Series, Núm. 3.
- Schmid-Nielsen, K. 1984. Scaling: why is animal size so important? Cambridge University Press, Cambridge, E.U.A., 241 pp.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1992. Directorio de áreas naturales protegidas de México. Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de Aprovechamiento Ecológico de los Recursos Naturales. México, D.F.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación, 438(1):2-60, mayo 16, 1994.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) y SECTUR (Secretaría de Turismo). 1993. Colección Mapas Temáticos. México, D.F.
- Sepkoski, Jr. J. J. 1992. Phylogenetic and ecologic patterns in the phanerozoic history of marine biodiversity. Pp. 77-100. En: Systematics, ecology, and the biodiversity crisis. (N. Eldredge, ed.). Columbia University Press, New York.
- Simpson, G. G. 1964. Species density of North American recent mammals. Systematic Zoology, 13:57-73.
- Smith, P. G. R. y J. B. Theberge. 1986. Evaluating biotic diversity in environmentally significant areas in the northwest territories of Canada. Biological Conservation, 36:1-18.
- Solbrig, O. 1992. Discurso en la ceremonia inaugural. Pp.21-25. En: México ante los retos de la biodiversidad. (J. Sarukhán y R. Dirzo, eds.). Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., 333 pp.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? BioScience, 35(11):727-734.
- Soulé, M. E. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. Science, 253:744-750.

- Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradients in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*, 133: 240-256.
- Taylor, J. D. y C. N. Taylor. 1977. Latitudinal distribution of predatory gastropods on the eastern Atlantic shelf. *Journal of Biogeography*, 4:73-81.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 58:1007-1019.
- Toledo, V. M. 1982. Pleistocene changes of vegetation in tropical Mexico. Pp. 93-111. En: *Biological diversification in the tropics*. (G. Prance, ed.). Columbia University Press, New York.
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo*, 14(81):17-30.
- Toledo, V. M. y M. de J. Ordoñez. 1993. The biodiversity scenario of México: a review of terrestrial habitats. Pp. 757-777. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. (T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Oxford, E.U.A., 812 pp.
- Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries y P. H. Williams. 1991. What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55:235-254.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities. Volume 1: foundations and patterns*. Cambridge University Press, Cambridge, E.U.A., 539 pp.
- Wilcox, B. A. 1984. *In situ* conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. Pp 639-647. En: *National parks, conservation and development: the role of protected areas in sustaining society*. (J. A. McNeely y K. R. Miller, eds.). Proceedings of the World Congress on National Parks, Bali, Indonesia. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Wiley, E. O., D. Siegel-Causey, D. R. Brooks y V. A. Funk. 1991. *The complete cladist: a primer of phylogenetic procedures*. Museum of Natural History, The University of Kansas, Lawrence, Kansas, 158 pp.
- Williams, C. B. 1964. *Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology*. New York, Academic Press.
- Williams, P. H., C. J. Humphries y R. I. Vane-Wright. 1991. Measuring biodiversity: Taxonomic relatedness for conservation priorities. *Aust. Syst. Bot.*, 4:665-679.
- Wilson, E. O. 1985. The biological diversity in crisis. *BioScience*, 35:700-706.
- Wilson, E. O. 1988. The current state of biological diversity. Pp. 3-18. En: *Biodiversity*. (E.O. Wilson ed.). National Academy Press. Washington, D.C., 521 pp.
- Wilson III, J. W. 1974. Analytical zoogeography of North American Mammals. *Evolution*, 28:124-140.