

00376



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

ECOLOGIA TROFICA Y REPRODUCTIVA DE SEIS ESPECIES
DE AVES RAPACES EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA
DE MAPIMI, DURANGO, MEXICO

T E S I S

Que para obtener el Grado Académico de
MAESTRO EN CIENCIAS
(Ecología y Ciencias Ambientales)
p r e s e n t a

RICARDO RODRIGUEZ ESTRELLA

Director de Tesis: Dr. Alfredo Ortega Rubio

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



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 está 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.

INDICE

RESUMEN	i
ABSTRACT	iii
AGRADECIMIENTOS	v
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xii
INTRODUCCION	2
ANTECEDENTES	5
AREA DE ESTUDIO	9
METODOLOGIA	14
Las especies estudiadas	14
El tecolote cornudo <u>Bubo virginianus</u>	18
La lechucita de madriqueras <u>Speotyto cunicularia</u>	19
La lechuza cara blanca <u>Tyto alba</u>	20
El aguililla de puntas negras <u>Buteo swainsoni</u>	21
El halcón cola roja <u>Buteo jamaicensis</u>	22
El aura común <u>Cathartes aura</u>	23
El estudio	23
I. Los nidos	24
Densidad de reproductores	24
Distancias entre nidos	25
Características de los nidos	26
1. Ubicación física del nido.	26
Contenido y productividad de cada nido	27
II. La alimentación	28
Frecuencia de presas y biomasa	30
Amplitud del nicho trófico, diversidad trófica y similitud trófica	32
III. Uso del hábitat y características de los sitios de anidación	36
RESULTADOS	37
Distribución, estatus y densidad de reproductores.	37
Ubicación de los nidos	40
Fenología reproductiva	47
Productividad	52
Alimentación	57
Las especies	57
Dieta por grupos faunísticos	57
<u>Bubo virginianus</u>	57
<u>Speotyto cunicularia</u>	59

<u>Tyto alba</u>	59
<u>Buteo swainsoni</u>	59
<u>Buteo jamaicensis</u>	62
<u>Cathartes aura</u>	65
Tamaños de presa	67
<u>Bubo virginianus</u>	67
<u>Speotyto cunicularia</u>	67
<u>Tyto alba</u>	73
<u>Buteo swainsoni</u>	73
<u>Buteo jamaicensis</u>	74
<u>Cathartes aura</u>	74
Tamaño Medio de Presa (MPS)	80
Diversidad trófica y amplitud del nicho trófico	80
<u>Bubo virginianus</u>	80
<u>Speotyto cunicularia</u>	82
<u>Tyto alba</u>	83
<u>Buteo swainsoni</u>	84
<u>Buteo jamaicensis</u>	84
<u>Cathartes aura</u>	85
Uso del hábitat	88
Características de los sitios de anidación	89
La Comunidad	92
Frecuencia y biomasa de presas	92
Riqueza específica de presas en la dieta	95
Tamaños de presa	99
Diversidad de especies-presa (H')	99
Amplitud del nicho trófico (B)	103
Sobreposición trófica y del hábitat	104
O _{ij} alimento	105
O _{ij} hábitat	111
DISCUSION	116
Las especies	116
<u>Bubo virginianus</u>	116
<u>Speotyto cunicularia</u>	119
<u>Tyto alba</u>	121
<u>Buteo swainsoni</u>	121
<u>Buteo jamaicensis</u>	124
<u>Cathartes aura</u>	126
La Comunidad	129
Fenología reproductiva	131
La productividad	134
Los sitios de anidación	136
El alimento	138
Riqueza específica de las presas en la dieta	138
Tamaños de presa	139
Número de presas/egagrópila	144
Diversidad de especies-presa y amplitud del nicho trófico	146

Sobreposición trófica y del hábitat	146
Mecanismos de segregación de nichos	149
CONCLUSIONES	152
PERSPECTIVAS Y SUGERENCIAS DEL ESTUDIO	155
LITERATURA CITADA	160
APENDICES	181

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Esfuerzo de trabajo dedicado mensualmente durante 1985 y 1986	15
Cuadro 2. Rapaces presentes en el desierto de Mapimí	17
Cuadro 3. Densidad de parejas reproductoras, no reproductoras e individuos solitarios de la comunidad de rapaces	41
Cuadro 4. Ubicación fisiográfica y de las estructuras de los nidos de <u>Bubo virginianus</u>	48
Cuadro 5. Ubicación fisiográfica y de las estructuras de los nidos de <u>Buteo swainsoni</u>	49
Cuadro 6. Ubicación fisiográfica y de las estructuras de los nidos de <u>Buteo jamaicensis</u>	50
Cuadro 7. Ubicación fisiográfica y de las estructuras de los nidos de <u>Cathartes aura</u>	51
Cuadro 8. Características de la reproducción de las rapaces de Mapimí durante los ciclos reproductivos de 1985 y 1986 ...	56
Cuadro 9. Tamaños medios de presa (MPS) de la comunidad de rapaces y número de presas por egagrópila	81
Cuadro 10. Diversidad trófica (H') y amplitud del nicho trófico (B) para la frecuencia de las presas y su biomasa aportada en la dieta de las rapaces	86
Cuadro 11. H' y B en relación al tamaño de las presas consumidas por las rapaces	87
Cuadro 12. Características de los sitios de anidación de la comunidad de rapaces de Mapimí	90
Cuadro 13. Tipos de vegetación asociados a los nidos de las rapaces en la Reserva	91
Cuadro 14. Comparación de las presas más importantes y universales para las rapaces nocturnas	96
Cuadro 15. Comparación de las presas más importantes y universales para las rapaces diurnas	97
Cuadro 16. Riqueza específica de las presas consumidas por las rapaces de acuerdo al grupo faunístico	98
Cuadro 17. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las rapaces basada en la frecuencia de las presas	106

Cuadro 18. Matriz del porcentaje de similitud (p_{jk}) de presas entre las rapaces	108
Cuadro 19. Matriz de sobreposición del nicho trófico basada en la biomasa aportada por las presas	108
Cuadro 20. Matriz de sobreposición del nicho trófico para el tamaño de presa en 1985	109
Cuadro 21. Matriz de sobreposición del nicho trófico para el tamaño de presa en 1986	110
Cuadro 22. Unidades fisiográficas donde se localizaron los nidos de todas las rapaces	112
Cuadro 23. Sustratos donde fueron colocados los nidos en 1985 y 1986	113
Cuadro 24. Matriz de sobreposición de los sustratos de anidación	115

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí en el Desierto Chihuahuense	11
Figura 2. Marchas de precipitación y temperatura	12
Figura 3. Delimitación de las unidades fisiográficas en Mapimí	13
Figura 4. Delimitación del área muestreada en la Reserva	16
Figura 5. Distribución espacial de las áreas de reproducción de las rapaces	38
Figura 6. Zonas de anidación de <u>Bubo virginianus</u>	42
Figura 7. Zonas de anidación de <u>Speotyto cunicularia</u>	43
Figura 8. Zonas de anidación de <u>Buteo swainsoni</u>	44
Figura 9. Zonas de anidación de <u>Buteo jamaicensis</u>	45
Figura 10. Zonas de anidación de <u>Cathartes aura</u>	46
Figura 11. Fenología reproductiva de la comunidad (1985-1986)	53
Figura 12. Frecuencia de presas y su biomasa aportada a la dieta de <u>B. virginianus</u>	58
Figura 13. Frecuencia de presas y su biomasa aportada a la dieta de <u>S. cunicularia</u>	60
Figura 14. Frecuencia de presas y su biomasa aportada a la dieta de <u>T. alba</u>	61
Figura 15. Frecuencia de presas y biomasa aportada a la dieta de <u>B. swainsoni</u>	63
Figura 16. Frecuencia de presas y biomasa aportada a la dieta de <u>B. jamaicensis</u>	64
Figura 17. Frecuencia de presas y biomasa aportada a la dieta de <u>C. aura</u>	66
Figura 18. Proporción del aporte que hacen las diferentes categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de <u>B. virginianus</u>	68
Figura 19. Proporción del aporte que hacen los grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y	

biomasa en la dieta de <u>B. virginianus</u>	69
Figura 20. Proporción del aporte que hacen las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de <u>S. cunicularia</u>	70
Figura 21. Proporción del aporte que hacen los grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de <u>S. cunicularia</u>	71
Figura 22. Aporte en número y biomasa de los tamaños de presa y de los grupos faunísticos a la dieta de <u>T. alba</u>	72
Figura 23. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de <u>B. swainsoni</u>	75
Figura 24. Aporte que hacen los grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de <u>B. swainsoni</u>	76
Figura 25. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de <u>B. jamaicensis</u>	77
Figura 26. Aporte que hacen los grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de <u>B. jamaicensis</u>	78
Figura 27. Aporte en número y biomasa de los tamaños de presa y de los grupos faunísticos a la dieta <u>C. aura</u>	79
Figura 28. Comparación de la dieta de todas las rapaces en relación a los grupos faunísticos y la biomasa que aportaron	93
Figura 29. Comparación de las presas consumidas y de la biomasa aportada en la dieta de acuerdo a los tamaños de presa consumidos por la comunidad de rapaces	100
Figura 30. Comparación de los tamaños medios de presa (MPS) de la comunidad de rapaces (1985-1986)	101
Figura 31. Relación de la densidad de las rapaces de Mapimí y su peso corporal	130
Figura 32. Relación del peso corporal de las rapaces y el tamaño medio de presa (MPS) en 1985 y 1986	140
Figura 33. Proporción de presas menores y superiores a los 100 g en la dieta de la comunidad de rapaces	141
Figura 34. Relación del peso de las rapaces y el número medio de presas por egagrópila en 1985 y 1986	145

INTRODUCCION

LAS RAPACES Y LOS BUHOS

El grupo de las aves rapaces¹ tiene un papel importante en las redes tróficas, ya que conforma, junto con los grandes mamíferos carnívoros, la entidad trófica conocida como los grandes depredadores. La importancia de las rapaces diurnas y búhos se evidencia al analizar los diferentes nichos ecológicos que ellas ocupan en las comunidades. Prácticamente no existe ningún grupo de animales terrestres que no sirva como alimento para una especie de ave de este grupo (Brown y Amadon 1968, Clark *et al.* 1978, Johnsgard 1988, 1990). Tal diversidad trófica permite visualizar la importancia del grupo de las rapaces. Mediante su estudio se contribuye al conocimiento de la estructura de las comunidades y a la comprensión general del funcionamiento de los ecosistemas (Newton 1976, 1979).

Por otro lado, las aves de presa han sido recientemente consideradas como especies de alto valor en la bioconservación (Norse 1986, Salwasser 1987, Simberloff 1987, Haworth y Fielding 1988) dados sus particulares requerimientos ecológicos. El planteamiento esgrimido para incorporar a estas especies en los planes de manejo es sencillo: Primero, las aves rapaces pertenecen a los más altos eslabones en las redes tróficas, puesto que son

¹El término aves rapaces se utiliza indistintamente para referirse a las aves pertenecientes al orden de los Falconiformes o aves rapaces diurnas y aves carroñeras (águilas, halcones, gavilanes, caracaras, zopilotes) o al orden de los Strigiformes o aves rapaces nocturnas (búhos y lechuzas).

depredadores de alto nivel en las comunidades animales y sus dietas son sumamente variadas (Brown y Amadon 1968, Johnsgard 1988, 1990), y segundo, dos de sus principales características que las hacen ideales para ser utilizadas en las estrategias para la programación del manejo de recursos preservando la diversidad biológica son:

1. presentan amplias áreas de ámbito hogareño (home range; área de caza en el caso de depredadores) y territorio. Por lo general, las aves de presa tienen requerimientos de espacio relativamente elevados: las áreas de caza y territorio de algunas rapaces abarcan hasta 2000 ha (Strix occidentalis caurina; Simberloff 1987) y 3500 ha (Aquila chrysaetos; Collopy y Edwards 1989) en algunas regiones. Dentro de estas áreas, las rapaces se proveen de alimento, eligen sus parejas reproductivas, y ubican sus refugios y los sitios para construir sus nidos.

2. son especies muy sensibles a las perturbaciones del hábitat.

Si bien es cierto que las aves rapaces por lo general no presentan muchos endemismos como grupo a nivel de especie, por sus grandes desplazamientos que evitan barreras de aislamiento geográfico (aunque muchas especies muestran una alta variación geográfica y poblaciones altamente diferenciadas), es importante incluirlas en los planes de manejo, ya que una disminución o un aumento de sus poblaciones indicará un grado de disturbio en el hábitat y desajustes en las redes tróficas, lo cual puede afectar

la diversidad en un ecosistema. Por otro lado, dadas sus estrategias de vida (generalmente se reproducen entre el 2º y 4º año de vida y generalmente tienen bajos tamaños de puesta y nidada), su baja abundancia y la alta proporción de especies con requerimientos ecológicos específicos, ya que su espectro de alimentación puede ser muy estrecho o especializado como el halcón caracolero (Rosthramus sociabilis), o muy amplio, siendo generalista como el caracara (Polyborus plancus), los disturbios al hábitat afectarán más a sus poblaciones que a otros grupos de vertebrados con mayores posibilidades para resistir los cambios o alteraciones del hábitat. Es sobre el grupo de los Falconiformes y Strigiformes, así como de los mamíferos depredadores, que actúa directamente el llamado "Efecto de Defaunación" en los ecosistemas (Dirzo y Miranda 1990, Redford 1992).

A pesar de su importancia, en México prácticamente no existen estudios sobre la ecología de las rapaces ni mucho menos sobre las relaciones de una comunidad de ellas.

Los objetivos principales de este estudio son:

1. Hacer un análisis descriptivo de la ecología trófica y reproductiva de las aves rapaces de un desierto por dos años consecutivos.
2. Analizar el reparto de recursos y la sobreposición de nicho (alimento y hábitat) entre las rapaces estudiadas durante la época reproductiva.

Para ello se determinaron la biología reproductiva, la alimentación y algunos aspectos del uso y preferencias del hábitat de las especies de aves rapaces más comunes en un área representativa del desierto Chihuahuense: la Reserva de la Biosfera de Mapimí.

ANTECEDENTES

Existe un número considerable de estudios referentes a la ecología trófica y reproductiva de una sola o de un conjunto de especies o gremios (guilds) de aves rapaces diurnas y nocturnas en diferentes ecosistemas y regiones del mundo (Schmutz et al. 1980, Nilsson et al. 1982, Baker-Gabb 1983, 1984, Gliniski y Ohmart 1983, Janes 1984_{a,b}, Marks 1984, Marks y Marti 1984, Donázar et al. 1989). Sin embargo (a pesar de la importancia de este grupo de aves en las comunidades), en México existen pocos estudios, la mayoría aislados, sobre especies individuales o de grupos migratorios (Thiollay 1977, 1979, 1980, Brown 1988, Iñigo et al. 1989, Hiraldo et al. 1989_b, 1991, Rodríguez-Estrella y Brown 1990_{a,b}, Rodríguez-Estrella et al. 1991, Rodríguez-Estrella y Rivera 1992). Hasta este estudio, prácticamente no los había referentes a un estudio integral y de monitoreo continuo de la comunidad reproductora de rapaces de una zona.

Estudios de este tipo son necesarios debido a que, aparte de la comprensión del funcionamiento y de la estructura de las comunidades, diversos análisis comparativos de índole

biogeográfica, evolutiva o de manejo de recursos pueden verse beneficiados con los resultados de tales estudios (Brown y Amadon 1968, Herrera 1974, Marti 1974, Herrera y Hiraldo 1976, Thiollay 1978, Jaksic y Marti 1984, Jaksic et al. 1986, Jaksic 1988, Donázar et al. 1989, Rodríguez-Estrella y Ortega-Rubio 1993, Rodríguez-Estrella 1993).

Por otro lado, existe una amplia literatura concerniente a la forma en que las especies se reparten los recursos dentro de una comunidad (Cody 1974, Schoener 1974, Cody y Diamond 1975, Toft 1985), Las dimensiones del nicho ecológico reconocidas por Pianka (1978), han sido descritas y utilizadas como ejes que diferencian el nicho de las especies en varios grupos de aves, usando el espacio y el alimento principalmente (Cody 1985, Diamond 1973, Rotenberry y Wiens 1980, Reynolds y Meslow 1984, Hayward y Garton 1988, Restani 1991, Bosakowski y Smith 1992). Generalmente las aves se diferencian en el reparto de recursos a través de la dimensión hábitat, seguido de la dimensión alimento y, finalmente, de la temporal o período de actividad (Cody 1974, Schoener 1974). Estos estudios se han realizado sobre todo en la época reproductiva, que es cuando la competencia por el alimento puede ser más crítica para el éxito reproductivo de las rapaces (Schmutz et al. 1980). Varios trabajos han mostrado que aunque exista una alta sobreposición en el nicho trófico de las especies, una diferencia en el hábitat o en la selección del hábitat puede segregar a las especies permitiéndoles la coexistencia (Cody 1974, Schmutz et al. 1980, Janes 1985, Bechard et al. 1990).

Este trabajo considerará estas bases teóricas, para determinar la forma en que se reparten los recursos las rapaces del desierto de Mapimí.

Sobre el uso del hábitat y la selección de hábitat

Un aspecto que se tratará a lo largo del presente trabajo, es la correcta utilización de los términos **Uso del Hábitat** y **Selección de Hábitat**, términos que se distinguen en cuanto a sus diferencias teóricas y metodológicas (ver Anderson y Shugart 1974, Ganey y Balda 1979, MacKenzie y Sealy 1981, Rosenzweig 1981, James y Wamer 1982, Janes 1985, Preston et al 1989, Heredia et al 1991, Young et al 1991).

Por definición, consideraremos la **selección de hábitat** como la serie de características del hábitat que son *preferentemente* o más comúnmente utilizadas por los animales para realizar sus actividades de forrajeo y de reproducción (sitios de anidación). En tanto el **uso del hábitat** como el *rango de hábitats* en que los animales realizan el *total* de sus actividades diarias y a través del año (en donde se incluyen los hábitats preferidos), considerando la frecuencia de ocurrencia y la proporción de tiempo presente en las diferentes asociaciones vegetales, si se presentan en un ambiente relativamente homogéneo. En este sentido, el uso del hábitat representa un aspecto más amplio de la forma en que los organismos hacen uso de los recursos en el tiempo y en el espacio, mientras que la connotación de selección del hábitat se referirá al aspecto "fino" de diferenciar las preferencias por las diferentes

características del medio que le son más propicias a cada especie (ver Cody 1985).

Se han hecho pocos estudios sobre selección de hábitat con otro grupo de vertebrados que no sea el de las aves, quizás debido a su capacidad de desplazamiento por distintos hábitats y microhábitats (máxime si consideramos sus movimientos migratorios). Ello ha hecho evidente la estrecha relación entre la estructura del hábitat y las especies de aves que allí se presentan. De esta forma, los ornitólogos, desde hace tiempo, han asociado a las especies de aves con sus características del hábitat. Las características referidas pueden ser intrínsecas, es decir que ocurren dentro de un hábitat, como lo es el tipo de alimento, su abundancia, las características de las perchas, la distancia entre vecinos, la cobertura vegetal, etc., y/o pueden ser extrínsecas, es decir características que pueden afectar la accesibilidad a un cierto tipo de hábitat, como lo sería el clima para las aves migratorias (Morse 1985, Hutto 1985_{a,b}). Cabría preguntarse las causa por las que las aves "eligen" un determinado tipo de hábitat con características específicas entre una gama de hábitats o microhábitats, pero la respuesta evidente es que dicho hábitat generalmente resulta ser el mejor para la optimización en el uso de los recursos durante el forrajeo, la reproducción o la invernación (considerando implícitos los procesos de competencia), o bien que es el único disponible.

AREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubica al noroeste de México ($26^{\circ} 29' - 26^{\circ} 52' N$, $103^{\circ} 32' - 103^{\circ} 58' O$), en la zona de Mapimí, perteneciente al Desierto Chihuahuense. Las 3/4 partes de este Desierto están contenidas dentro de México, donde cubren un 13% del territorio nacional (Figura 1). Esta zona árida es la más grande de México. El Desierto Chihuahuense está conformado por un complejo mosaico de suelos, cuyas diferencias se han originado de la pedogénesis de suelos derivados de piedras calizas del Cretácico, de rocas volcánicas terciarias y de depósitos aluviales (MacMahon y Wagner 1985). En general, la vegetación dominante es un matorral xerófilo (Rzedowski 1978).

El trabajo se realizó en la Reserva de la Biósfera de Mapimí, ubicada en el vértice de los estados de Chihuahua, Coahuila y Durango (Figura 1), y que comprende 160,000 ha. El Bolsón de Mapimí está conformado por series de valles con forma de bolsas que se extienden desde el Río Grande hasta Chihuahua y Coahuila. De acuerdo a García (1973) el clima es del tipo muy seco o árido semicálido con régimen de lluvias de verano, con lluvias invernales representando 5 a 10.5% del total anual (BWhw(e)). Cornet (1984), lo define como árido tropical continental de altitud media, con precipitaciones irregulares entre un año y otro.

La precipitación media anual es de 262.3 mm. Las lluvias presentes entre junio y septiembre corresponden a un 72.4% del total anual, mientras que las lluvias de invierno representan en

promedio el 8.2%. La temperatura media anual es de 20.7 °C. Las temperaturas media mínima y máxima mensual son respectivamente, 4.0 °C en enero y 36.5 °C en junio. No obstante, la temperatura presenta amplias variaciones diarias y estacionales. El invierno es seco con frecuentes heladas nocturnas. En la Figura 2 se presentan las variaciones de la temperatura y precipitación de los dos años en que se realizó el estudio. Estos valores no difirieron de los valores medios calculados sobre largos períodos de tiempo en una estación cercana, Ceballos (Figura 2).

Topográficamente, el área está caracterizada por valles aluviales interrumpidos por colinas, montañas aisladas y cadenas montañosas de baja altura. La altitud de los valles oscila entre los 1100 y 1150 m, y las elevaciones máximas de los cerros varía entre los 1470 y los 1650 m. El suelo es del tipo arcillo-limoso, aunque en algunas zonas es arenoso (Montaña 1988).

De acuerdo con Martínez y Morello (1977), la vegetación se caracteriza de acuerdo a la dominancia de especies y a la composición florística en nueve unidades vegetales fisonómico-florísticas: 1. Asociación "Ladera de Montaña" incluyendo Jatropha dioica y Selaginella ledidophilia; 2. "Candelillar", principalmente con Euphorbia antisiphilitica, Larrea tridentata y Fouquieria splendens; 3. "Magueyal", con Agave asperima y Larrea tridentata; 4. "Lechuguillar", con Agave lechuguilla y Fouquieria splendens; 5. "Nopalera", con Opuntia rastrera y Larrea tridentata; 6. "Gobernadora", con Larrea tridentata como única especie; 7. "Mezquital", con Prosopis glandulosa, Acacia greggii y Celtis

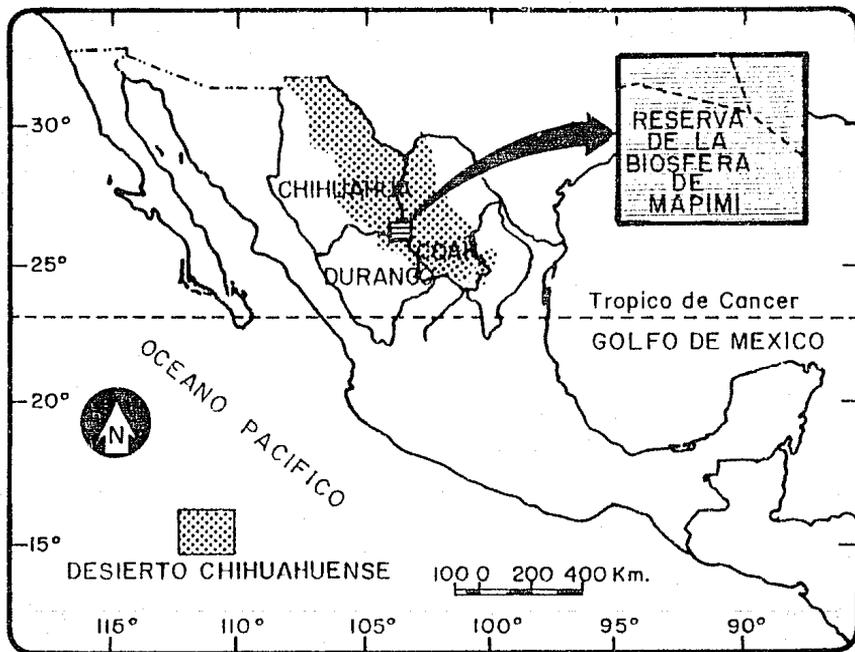
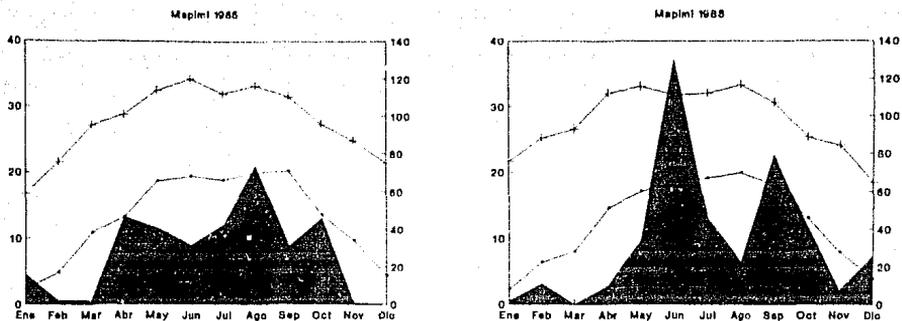


Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí en el Desierto Chihuahuense (Durango, México)



**Estación Ceballos, Dgo.
1956-1981**

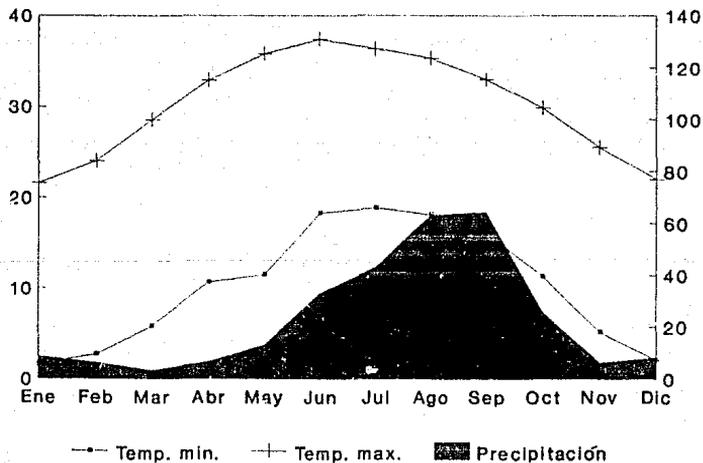


Figura 2. Marchas de precipitación y temperatura.

pallida; 8. "Opuntia", con Opuntia bradtiana y Hectia glomerata; y 9. "Pastizal", con Hilaria mutica y Prosopis glandulosa. Escencialmente, el matorral está compuesto por varios grupos de arbustos, siendo las especies dominantes la gobernadora Larrea tridentata, el ocotillo Fouquieria splendens, el mezquite Prosopis glandulosa, y la yuca Yucca torreyi, así como una variedad de especies suculentas y pastizales halófitos sub-arborescentes, dominados por Hilaria mutica y Sporobolus airoides, en las partes bajas de la cuenca.

La clasificación de las unidades topográficas y su perfil de distribución se presentan en la Figura 3.

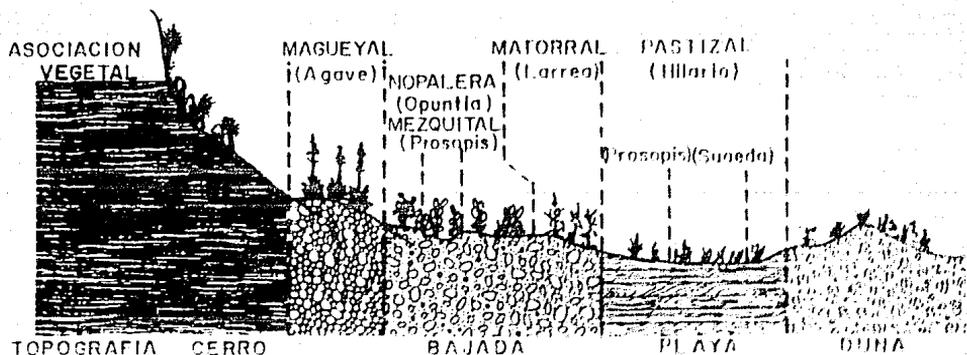


Figura 3. Delimitación de las unidades fisiográficas en Mapimi, Durango. Modificado de Barbault y Halffter 1981.

METODOLOGIA

El estudio se realizó de marzo a octubre de 1985 y de marzo a septiembre de 1986 (Cuadro 1), haciendo visitas mensuales y concentrando el número de días de estancia en la Reserva de Mapimí durante abril a agosto de cada año, período que corresponde a la época reproductiva de la gran mayoría de las aves, y de todas las rapaces diurnas y nocturnas estudiadas. En total se realizaron 2172 horas de observación en 184 días de trabajo efectivo en el campo, muestreando una superficie total de 20,000 ha (Figura 4).

Se realizaron recorridos intensivos a pie y con ayuda de un vehículo (Craighead y Craighead 1956, Fuller y Mo'sher 1981) buscando de manera preliminar los individuos de las distintas especies de aves rapaces en el área, o buscando indicios indirectos de su presencia, como egagrópilas o posaderos con manchas blancas producidas por las excretas de dichas aves.

Las aves rapaces (Falconiformes y Strigiformes) presentes en el área se señalan en el Cuadro 2.

Las especies estudiadas

Las especies que se estudiaron fueron Bubo virginianus, Speotyto cunicularia, Tyto alba, Buteo swainsoni, Buteo jamaicensis y Cathartes aura.

Cuadro 1. Resumen del esfuerzo dedicado mensualmente durante el estudio de la comunidad de aves rapaces de Mapimí, Durango.

Mes	Período de estudio	Días	Horas de observación
Marzo 1985	14 al 26	11	132
Abril 1985	13 al 30	16	192
Mayo 1985	1 al 7	6	72
Mayo 1985	24 al 31	7	84
Junio 1985	1 al 16	15	180
Julio 1985	1 al 26	24	288
Septiembre 1985	6 al 16	9	120
Octubre 1985	10 al 15	4	24
TOTAL		93	1092

Mes	Período de estudio	Días	Horas de observación
Marzo 1986	3 al 8	5	60
Abril 1986	22 al 30	8	96
Mayo 1986	1 al 21	21	252
Junio 1986	3 al 20	17	204
Julio 1986	4 al 31	27	324
Agosto 1986	1 al 9	8	96
Septiembre 1986	4 al 10	5	50
TOTAL		91	1080

ETOTAL		184	2172
--------	--	-----	------

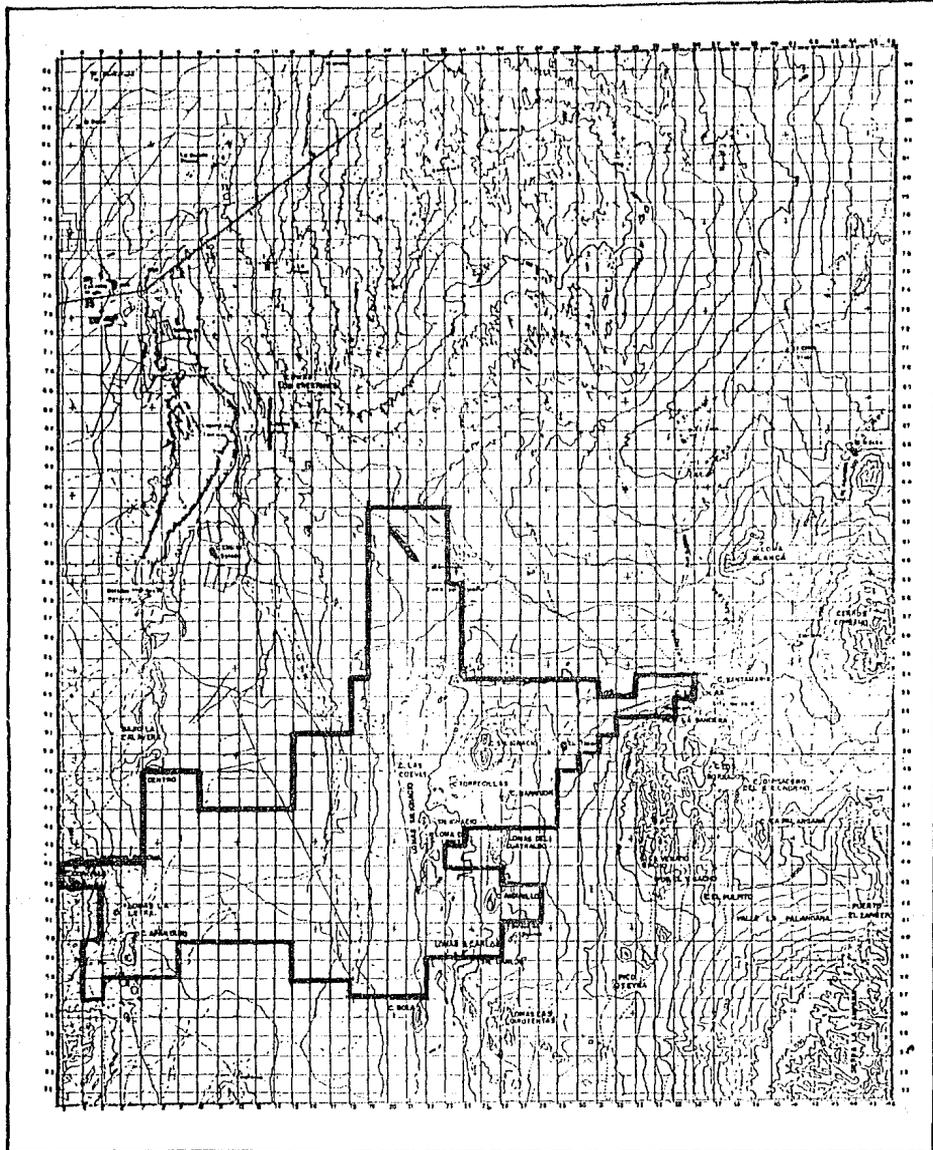


Figura 4. Delimitación del área muestreada en el estudio.
Escala aprox. 1:300,000.

Cuadro 2. Rapaces presentes en el área de Mapimí y su situación como especies reproductoras o invernantes. Fuentes: Brown y Amadon 1968, Clark *et al* 1978, Clark y Wheeler 1987, Johnsgard 1988, 1990, obs. pers.

FALCONIFORMES

Especie	Reproductor	Invernante	Nombre Común
<u>Aquila chrysaetos</u>	XX	--	Aguila Real
<u>Coragyps atratus</u>	--	--	Zopilote cabeza negra
<u>Cathartes aura</u>	XX	--	Aura
<u>Buteo jamaicensis</u>	XX	--	Halcón cola-roja
<u>Buteo swainsoni</u> *	XX	--	Aguililla de puntas negras o chapulinera
<u>Circus cyaneus</u> **	--	XX	Gavilán gris
<u>Falco peregrinus</u> **	?	?	Halcón peregrino
<u>Falco mexicanus</u>	XX	--	Halcón mexicano
<u>Falco sparverius</u> **	XX	XX	Cernícalo
<u>Falco columbarius</u> **	?	?	Halcón palomero
<u>Accipiter striatus</u>	XX	--	Gavilán listado
<u>Accipiter cooperi</u>	XX	--	Gavilán pollero
<u>Buteo regalis</u> **	--	?	Aguililla blanca
<u>Buteo albonotatus</u> **	--	--	Aguililla cola cinchada
<u>Parabuteo unicinctus</u> **	--	--	Halcón Harris

STRIGIFORMES

Especie	Reproductor	Invernante	Nombre Común
<u>Bubo virginianus</u>	XX	--	Tecolote cornudo
<u>Tyto alba</u>	XX	--	Lechuza común
<u>Speotyto cunicularia</u>	XX	?	Lechuza de madrigueras
<u>Micrathene whitneyi</u>	XX	--	Tecolote enano
<u>Glaucidium brasilianum</u> **	?	--	Tecolotito
<u>Asio flammeus</u>	--	XX	Búho cornicorto

* Especie que siendo migratoria, se reproduce en el área de estudio

** Especies raras o migratorias en tránsito.

Tyto alba Únicamente se pudo estudiar parcialmente en sus hábitos alimentarios, pero se incluyó en el estudio por su importancia en los análisis de alimentación de la comunidad de estrigiformes de la región.

A continuación se presentan algunas de las características ecológicas y una breve descripción de las especies que se estudiaron en Mapimí:

1. EL TECOLOTE CORNUDO Bubo virginianus Gmelin. Medidas: Ala: ♂305-370, ♀330-400; Cola: ♂175-235, ♀200-252; Peso: ♂914 g, ♀1142 g. Fuente: Johnsgard 1988.

El tecolote cornudo (Bubo virginianus) es el búho americano más ampliamente distribuido de todos los estrigiformes, preséntandose en bosques y desiertos. Su distribución abarca desde la porción central de Canadá y Alaska hasta Tierra del Fuego, exceptuando la tundra. B. virginianus presenta un espectro alimentario altamente diversificado (Bent 1938, Errington et al. 1940, Craighead y Craighead 1956, Clark et al. 1978, Jaksic y Marti 1984, Donázar et al. 1989). Su dieta muestra una marcada estacionalidad y tiende a ser similar en períodos a largo plazo, dependiendo de los ciclos de sus presas principales (lagomorfos y roedores), sobre todo en las latitudes más septentrionales (Rusch et al. 1972, McInville y Keith 1974). Se ha observado que este búho presenta una tendencia a cambiar el tamaño de presa de manera latitudinal, dependiendo de las variaciones de su propio peso y de la disponibilidad de las presas (Jaksic y Marti 1984, Donazar et al. 1989).

En el Desierto de Mapimí, la dieta del tecolote cornudo había sido sólo parcialmente determinada (Donázar et al. 1989) y sus preferencias de nidificación eran escasamente conocidas.

2. LA LECHUCITA DE MADRIGUERAS Speotyto cunicularia Molina. Medidas: Ala: ♂164.5-178, ♀162.5-181; Cola: ♂74.5-86, ♀71.5-85.5; Peso: ♂158.6 g, ♀150.6 g; Fuente: Johnsgard 1988.

La lechucita de madrigueras (Speotyto cunicularia) es una especie residente a través de casi toda Norte América, aunque tiene una amplia distribución en América (Clark et al. 1978, Johnsgard 1988). La especie tiene poblaciones migratorias únicamente en la parte norteña de su distribución, registrándose algunos individuos inclusive hasta Texas (Bent 1938). Este búho coloca sus nidos en las madrigueras construídas por otros animales, tales como ardillas, y tejones. Su ecología reproductiva ha sido bien estudiada en Norte América (Coulombe 1971, Thomsen 1971, Martin 1973, Green y Anthony 1989), aunque no existe información cuantitativa de la especie en México. Sus poblaciones han disminuído en Norte América en décadas recientes (Zarn 1974, Powers y McIntosh 1975, Collins 1979, Rich 1984), principalmente a causa de la destrucción o modificación del hábitat, y al control de mamíferos que construyen madrigueras (Best 1969, Butts 1973, Howie 1980, Green y Anthony 1989). S. cunicularia se presenta, usualmente, en hábitats con vegetación desértica y abierta, en pastizales de baja talla o altamente sobrepastoreados, que contengan madrigueras disponibles. Su alimentación consiste principalmente de insectos y pequeños roedores. S. cunicularia es

diurna y crepuscular. Sin embargo, se ha observado que puede cambiar su ritmo de actividad, de diurno-crepuscular durante la reproducción a uno netamente nocturno a partir del mes de septiembre (Martin 1973, Johnsgard 1988, Geoffrey Holroyd com. pers.), lo cual aparentemente se debe a un cambio en las estrategias de alimentación (depredan más sobre pequeños mamíferos) y defensa antipredatoria de los juveniles del año.

En Mapimí, ni la dieta ni las preferencias para anidar de S. cunicularia habían sido determinadas hasta este estudio.

3. LA LECHUZA CARA BLANCA Tyto alba Scopoli. Medidas: Ala: ♂314-346, ♀320-360 mm; Cola: ♂126-152.5, ♀127-157.5; Peso: ♂442.2 g, ♀490 g.

La lechuza cara blanca o lechuza de campanarios es una especie común cosmopolita que ocurre en América desde el suroeste de la Columbia Británica en Canadá hasta Sudamérica en la Tierra del Fuego. Las poblaciones más norteañas son parcialmente migratorias, algunas aves alcanzando la parte más sureña de México. En México está presente a lo largo de todo el país, incluyendo algunas islas del Pacífico (Peterson y Chalif 1973, Johnsgard 1988).

T. alba es una de las tantas especies que han modificado sus hábitos en relación a las actividades del hombre, sobre todo en áreas adyacentes a campos de cultivo con vegetación natural remanente, plantaciones forestales y a pequeñas ciudades donde puede cazar y aprovechar las construcciones (edificios, campanarios, graneros) para colocar sus nidos, así como obtener sus presas. Su alimentación a lo largo de toda su distribución geográfica muestra una tendencia hacia presas pequeñas,

especialmente aquellas que ocurren en áreas abiertas y cuyo ciclo de actividad es netamente nocturno (principalmente mamíferos). El tamaño medio de presa de T. alba se ha calculado entre 27 y 123 g (Johnsgard 1988). En Mapimí, las 3 parejas que se encontraron ocuparon norias (2) y una torre de almacenaje de agua.

4. EL AGUILILLA DE PUNTAS NEGRAS Buteo swainsoni Bonaparte. Medidas; Ala: ♂362-406, ♀375-427; Cola: ♂185-214, ♀193.6-235; Peso: ♂808 g, ♀1109 g; Fuente: Johnsgard 1990.

El aguililla de puntas negras, o chapulinera, (Buteo swainsoni) es una rapaz que se distribuye desde Alaska y el noroeste de Norte América hasta el norte de México (Peterson 1990). En México se reproduce en Baja California, Sonora, Chihuahua y Durango, así como en la porción este hasta Coahuila (Peterson y Chalif 1973). Siendo una especie migratoria, llega a invernar hasta Argentina. Durante el verano la especie parece tener preferencia por las áreas de pastizal o planas con escasos árboles y/o arbustos altos. También se ha encontrado anidando en áreas agrícolas, donde tiene gran disponibilidad de alimento (roedores). B. swainsoni se alimenta principalmente de roedores e insectos (Brown y Amadon 1968, Johnsgard 1990). Su dieta varía entre el invierno y el verano, siendo los individuos no-reproductores principalmente insectívoros.

En Mapimí, la dieta de B. swainsoni había sido estudiada por Thiollay (1981), pero presentó información muy general. Las preferencias de nidificación de esta rapaz eran escasamente conocidas.

5. EL HALCON COLA ROJA Buteo jamaicensis Gmelin. Medidas: Ala: ♂337-396, ♀370-427; Cola: ♂197-240, ♀214.5-254; Peso: ♂1028 g, ♀1224 g; Fuente: Johnsgard 1990.

El halcón cola-roja (Buteo jamaicensis) se reproduce desde la parte oeste y suroeste de Alaska, a través de Canadá y los Estados Unidos donde es más abundante, presentándose en México en la península de Baja California, hasta Tamaulipas por la zona norte (incluyendo Sonora, Sinaloa, Durango, Nuevo León, Coahuila). Hacia el sur su distribución es local, sobre todo en las regiones boscosas de pino, en Oaxaca y hasta las tierras altas de Chiapas y Centro América. Está ausente de la península de Yucatán (Peterson y Chalif 1973). Durante el invierno se desplaza desde la parte sur de Canadá hacia la distribución sur de sus áreas de reproducción. B. jamaicensis tiene una enorme capacidad de modificar su dieta de acuerdo a las presas de cada localidad donde se presente (Johnsgard 1990). Debido a la gran diversidad de presas que puede contener en su dieta, no se pueden hacer generalizaciones en ningún área sobre sus tendencias de alimentación. Por ejemplo, en algunas regiones hasta un 85% de la dieta corresponde a los roedores, aunque también se llega a alimentar inclusive de anfibios y carroña (Ehrlich et al. 1988). En otras áreas, las proporciones han sido para los mamíferos desde un 37% a un 88% del total de la dieta; para las aves desde 4 a 58%; reptiles, desde 0 a 41%; e invertebrados desde 0 a 21% (Sherrod 1978). Esta especie tiene una enorme tolerancia en cuanto a las condiciones del hábitat se refiere, lo cual se atribuye a su amplio espectro de presas consumidas (Johnsgard 1990).

6. EL AURA COMUN Cathartes aura Linnaeus. Medidas: Longitud: 62-72 cm (67); Envergadura alar: 160-181 cm (171); Peso: 1.6-2.4 kg (1.8).

El aura común (Cathartes aura), es una especie que se distribuye en toda América y en prácticamente la mayoría de sus islas. Las poblaciones más norteñas son migratorias y llegan a desplazarse hasta Sudamérica (Jackson 1983; Clark y Wheeler 1987). A lo largo de su distribución se alimenta principalmente de carroña, aunque llega a consumir ocasionalmente presas vivas, como aves, lagartijas, insectos y peces (Grossman y Hamlet 1964, Meuller y Berger 1967, Brown y Amadon 1968, Jackson et al 1978, Titus y Mosher 1980, Coleman y Fraser 1987, Thomaidis et al. 1989, Hiraldo et al. 1991,). En Mapimí, se alimenta de carroña de cualquier animal. En general, a lo largo de su distribución geográfica, C. aura se reproduce desde la parte sur de América hasta los 50° de latitud (Jackson 1983). La distribución de la especie en Norte América y México se ha expandido y disminuído dependiendo en gran medida de las actividades humanas, de la desaparición progresiva del bisonte americano, de la expansión de las poblaciones del venado cola-blanca, del aumento de animales muertos en las carreteras, de la disminución de basureros al aire libre y de una modificación de su hábitat preferido.

El estudio

Uno de los aspectos más importantes a estudiarse en la ecología de las especies es el aspecto reproducción y alimentación. Prácticamente todos los puntos concernientes al uso del hábitat, a la selección del hábitat, a procesos de competencia, a patrones de

distribución de los individuos de una especie o a su comportamiento, están de una u otra forma ligados directamente con la reproducción.

I. Los nidos

Considerando lo anterior, se procedió a localizar los nidos de las diferentes rapaces en la época reproductiva. Para ello, se hicieron recorridos a pie, buscando directamente los nidos o bien valiéndose de las actividades de cortejo y/o territoriales de las parejas observadas. Una vez localizados los nidos se procedió a ubicarlos en mapas cuadriculados de escala 1:20,000, correspondiendo un mapa para cada especie.

Densidad de reproductores

Mediante recorridos mensuales hechos a lo largo de transectos fijos en brechas y caminos poco transitados, con longitudes de 5-25 km (Fuller y Mosher 1981), se registraron todas las aves rapaces observadas o escuchadas a una distancia no mayor a 1 km a cada lado del transecto. En especial, durante la época reproductiva, se consideraron las variaciones de las rapaces a lo largo de los transectos y, una vez ubicados los nidos en mapas, las aves detectadas se correlacionaron con la distancia a los sitios donde se encontraba el nido más próximo. De esta forma, con la determinación de las abundancias relativas, la ubicación de los individuos a lo largo de los transectos, con recorridos a pie y con los mapas cuadriculados de localización de nidos, se trató de medir

la densidad de reproductores para la comunidad de rapaces del desierto de Mapimí.

El material utilizado en esta fase fueron binoculares 10X40 Pentax y telescopio Ascot 60X.

Distancias entre nidos

Se probó la naturaleza del espaciamiento entre nidos ocupados usando una prueba de dispersión del "vecino más cercano (nearest-neighbor test)" (Clark y Evans 1954). El cálculo del espaciamiento obtenido es una medida de la manera y el grado en que la distribución de una población en un área determinada se acerca o aleja de una distribución al azar: las distancias medias entre nidos cercanos en cualquier dirección se calculan y comparan con las distancias medias esperadas bajo una distribución al azar. Una regularidad en el espaciamiento, será un indicio de territorialidad entre las parejas reproductivas (ver McInville y Keith 1974), pero también podría ser un indicio de la distribución de las estructuras o sitios para anidar. El valor de R (radio de las distancias medias observadas y esperadas entre vecinos cercanos) se utiliza como una medida de la dispersión de la población: valores de $R=1$ indican una distribución al azar; $R=0$ indican condiciones de máxima agregación; $R=0.5$, o valores cercanos, indican un espaciamiento regular o territorialidad. Si los valores de R indican que una población no se distribuye al azar, se puede probar la significancia de la desviación de las distancias medias observadas de las esperadas en una curva normal. Se calcula c , que es la razón de la diferencia de

las distancias medias observadas y las esperadas entre el error estándar. Los valores de *c* se distribuyen de acuerdo a una distribución normal.

Características de los nidos

La información obtenida de cada uno de los nidos monitoreados durante toda la época reproductiva realizando visitas semanales o quincenales (Cuadro 1), fue la siguiente:

1. *Ubicación física del nido:* Para cada nido se determinó el ambiente. Particularmente a cada nido se le midieron las siguientes características:

a. Tipo de estructura donde se construyó el nido (arbusto, árbol, cueva, madriguera, risco). En caso de ser un árbol o arbusto, se anotó la especie vegetal.

b. Altura de la estructura.

c. Altitud sobre el nivel del mar.

d. Exposición en relación al sol.

Asimismo, se tomaron datos acerca de las asociaciones vegetales alrededor del nido, el número de perchas o posaderos cercanos al nido, la distancia a cuerpos de agua, la distancia entre nidos de la misma y diferente especie, la distancia a ranchos y a actividades humanas. Para la ubicación de los nidos en formaciones geológicas y asociaciones vegetales se utilizaron mapas de la Reserva (Montaña 1988).

2.. Contenido y productividad de cada nido

- a. Tamaño de puesta. Número de huevos por nido.
- b. Número de pollos que rompen el cascarón.
- c. Número de volantones. Número de pollos de cada nido que logran volar con éxito.
- d. Número de nidos exitosos y fracasados.
- e. Productividad. Relación del número de volantones al número de huevos puestos.
- f. Mortalidad. Se calcula a partir de la diferencia en la productividad.

Dado que para conocer las diferentes etapas (puesta, eclosión, pollos) de la fenología reproductiva de Speotyto cunicularia habría sido necesario destruir las madrigueras, no fue posible determinar en forma muy precisa su fenología. Para realizar el cálculo de las diferentes etapas reproductivas, se tomaron en consideración las diferentes características de plumaje y comportamiento de los pollos, así como las fechas donde se comenzaron a observar los volantones en las áreas de los nidos, y se compararon numéricamente con aquellas etapas bien determinadas en otras regiones (ver Bent 1938, Johnsgard 1988). Se calcula en cerca de 70-75 días desde que ocurre la puesta y los pollos abandonan el nido.

En algunos nidos de las demás rapaces, no se contaba con las fechas precisas de las diferentes etapas, por lo que se aplicó el mismo criterio de hacer un cálculo retrospectivo, basado en la información de la literatura.

Se aplicaron pruebas de t-student (Sokal y Rohlf 1983) entre los tamaños de puesta y productividad de cada año para cada especie, con el fin de determinar si existían diferencias entre los años.

II. La alimentación

La determinación de la dieta se basó principalmente en el análisis de los restos regurgitados no digeribles por las aves, llamados egagrópillas, y de los restos de las presas no consumidos por las rapaces. La técnica se denomina análisis de egagrópillas (pellets; Errington 1932) y ha probado ser una de las técnicas más confiables en la determinación de la dieta de la mayoría de las rapaces, por lo que prácticamente se ha utilizado en todos los estudios de este grupo de aves referentes al alimento (Thomsen 1971, Marti 1974, McInville y Keith 1974, Dunkle 1977, Jaksic y Marti 1981, Blair y Schitoskey 1982, Mikkola 1983, Gilmer y Stewart 1984, Colvin y McLean 1986, Tiranti 1992). Sin embargo, algunos autores han discutido sobre algunos de los errores asociados a este método de análisis de la dieta (Marti 1974, Reynolds y Meslow 1984) y mencionan que esta técnica determina correctamente la dieta de presas de pequeño a mediano tamaño mientras que puede sobrestimar la importancia de presas de tamaño grande. Por ejemplo, un lagomorfo consumido por un depredador como Bubo virginianus, puede aparecer en varias egagrópillas. Para evitar un error de este tipo, se recomienda juntar todos los cráneos, mandíbulas izquierdas y derechas, piezas únicas o pareadas, aparecidas en todas las

egagrópilas de una misma muestra (nido/día), y posteriormente considerar el número de cráneos, pares de mandíbulas o piezas incompletas del esqueleto, como el número de lagomorfos consumidos que aparecen en todas las egagrópilas de dicha muestra. Este procedimiento se aplicó en el presente trabajo, sobre todo para B. virginianus, aunque también se tomaron egagrópilas de diferentes nidos y de muestras lo suficientemente separadas en el tiempo, para tratar de minimizar los errores de estimación del número de lagomorfos consumidos por las rapaces.

Otros métodos para determinar la dieta de las rapaces (sobre todo diurnas) consiste en la observación del aporte de presas a los nidos por los adultos. Para ello se colocan casetas cerca de los nidos y, con ayuda de telescopio y binoculares, se determina el tipo de presa. También se pueden registrar los aportes a los nidos desde puestos de observación (150-200 m), utilizando para ello telescopios potentes. Sin embargo, dado que estas técnicas requieren de un tiempo considerable de observación para obtener información suficiente (los aportes a los nidos son relativamente bajos, ya que pueden ser de entre 8 y 10 al día para algunas especies, dependiendo del número de pollos y de su edad), y dado que, en la mayoría de los casos, sus resultados no difieren significativamente de lo encontrado mediante los análisis de egagrópilas, se utilizan como métodos complementarios para verificar la dieta y las presas que pudieran no aparecer en las egagrópilas (i.e. anfibios).

La alimentación en Mapimí fue estudiada durante la época

reproductiva. Se colectaron egagrópilas y restos de las presas de cada nido y de los posaderos cercanos a ellos. Cada semana o cada quince días fueron visitados los nidos para la colecta de este material. Posteriormente, el material se analizó para obtener la frecuencia de presas y la biomasa.

Frecuencia de presas y biomasa

Mediante la técnica propuesta por Errington (1932), se disgregaron las egagrópilas, se separaron los restos correspondientes a cada presa y se identificaron hasta especie, familia u orden, dependiendo de los grupos zoológicos. Estas identificaciones se hicieron por comparación con una colección de referencia de presas. Para ello se recurrió a las colecciones de mamíferos, aves, reptiles e insectos de la zona, que se localizan en el Instituto de Ecología y en la Escuela Nacional de Estudios Profesionales (Iztacala). Cada presa fue cuantificada de acuerdo al número estimado de individuos en cada egagrópila. La frecuencia de aparición de cada presa fue multiplicada por su peso, obteniéndose así la biomasa aportada por especie-presa en la dieta de cada rapaz. Aunque varios autores han considerado el peso promedio total de las especies para los cálculos de biomasa (Marti 1974, Jaksic y Marti 1981, Restani 1991), se eligió considerar un peso máximo de ingestión de 500 g para todas las presas sobrepasando éstos límites, básicamente con el fin de estandarizar los cálculos de la biomasa máxima ingerida para las rapaces estudiadas.

Ofrecer una estimación real del consumo de biomasa que cada

depredador hace de las presas grandes, particularmente lagomorfos, no es fácil, debido a que no todas las rapaces utilizan este tipo de presas en su totalidad, sino sólo una proporción acorde a su propio peso corporal. Es decir, las rapaces pequeñas consumirán de una presa grande una proporción menor que un ave grande. Pero se ha observado que rapaces pequeñas (como Speotyto cunicularia) consumen estas presas sólo ocasionalmente, y cuando lo hacen cazan generalmente individuos jóvenes de menor talla. También se ha observado que algunas rapaces tienden a consumir las presas grandes en su totalidad antes de matar otra presa, aunque la consuman en diferentes momentos (por ejemplo, Bubo virginianus, Craighead y Craighead 1956, Marti 1974), sobre todo durante la reproducción. Por ello, aunque algunos autores consideran en los cálculos de biomasa el peso total de las presas, y otros el consumo relativo al peso del depredador (se ha considerado la biomasa máxima ingerida por especie como el 10-15% de su peso medio; Hiraldo *et al.* 1991_a) para estandarizar sus datos, en este trabajo se eligió utilizar un peso máximo ingerido para todas las rapaces de 500 g.

Por otro lado, se obtuvo el número medio de presas por egagrópila ($\bar{x} \pm d.e.$), sumando la frecuencia de cada especie-presa por egagrópila y dividiendo la sumatoria total entre el número de egagrópilas analizadas.

Mediante pruebas de chi-cuadrada (χ^2), con tablas de contingencia (Everitt 1977, Zar 1974), se compararon las frecuencias en el consumo de presas, la biomasa aportada por los grupos faunísticos y los tamaños de presa, entre los dos años de

estudio y para cada especie. Asimismo, se aplicaron pruebas de G (Zar 1974) para comparaciones entre la comunidad de rapaces estudiada, en relación a las frecuencias en el consumo de presas, biomasa y tamaños de presa. Se aplicaron pruebas pareadas de t-student (Sokal y Rohlf 1981) para comparar el número de presas aparecidas en egagrópilas entre años.

El tamaño o peso medio de las presas (MPS) fue calculado mediante la suma de los productos del número de individuos de cada especie-presa por su peso medio, dividiendo este valor por el número total de presas utilizadas:

$$\text{MPS} = \sum \text{fr presa}_i \times \text{peso presa}_i / \text{No. total de presas}$$

Para dar los límites de confianza de los MPS consumidos, se utilizó el Error Estándar en lugar de la Desviación Estándar, debido a que en realidad se consideraron los pesos medios de las especies-presa y no su peso real. Es decir, se utilizó la $\bar{x} \pm 2$ S.E. (95% de intervalo de confianza).

El peso medio de cada presa fue obtenido de un promedio de individuos de cada especie. Los datos de los pesos fueron obtenidos directamente en el campo o de de las colecciones zoológicas consultadas. También fueron proporcionados por diferentes investigadores del Instituto de Ecología. En el caso de no obtener la información de estas fuentes, se recurrió a los pesos reportados en la literatura pertinente.

Amplitud del nicho trófico, diversidad trófica y similitud trófica

La amplitud del nicho trófico se calculó de acuerdo al índice

de Levins (1968):

$$B = 1 / \sum p_i^2,$$

donde p_i es la proporción de la contribución del $i_{\text{ésimo}}$ tipo de presa en la dieta general del depredador. Los valores de este índice varían entre 1, (un solo tipo de presa consumido - un especialista) y n (varios tipos de presa consumidos - un generalista), siendo n el número de especies efectivas de una comunidad. Es decir, B alcanza un valor máximo cuando todos los recursos son utilizados de igual manera.

La diversidad trófica en relación a las presas se calculó de acuerdo al índice de Shannon (1948) (H'). Existen varios índices para medir la diversidad de una comunidad, de los cuales ya se ha discutido su utilidad o sus restricciones (Hurlbert 1971, deBenedictis 1973, Krebs 1989). El índice H' se utilizó en este trabajo por dos razones: primero, porque H' es menos sensible a la frecuencia de especies-presa dominantes (May 1975), y segundo, para facilitar comparaciones posteriores con otros trabajos, ya que la mayoría de ellos han utilizado este índice. De esta manera:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i,$$

donde p_i es la proporción de presas de la especie i en la dieta, y donde los valores de i varían entre 1 y el número total de especies-presa (s). La proporción de la máxima diversidad posible para una comunidad, la equitabilidad o equirepartición, fue calculada como $J' = H'/H'_{\text{max}}$, donde H'_{max} es igual al \log_2 del número total de especies-presa presentes en la dieta (Pielou 1966, Hill 1973). Los valores de J' (que es el valor estandarizado de H')

varían entre 0 y 1 (ver Krebs 1989).

Ambos índices se aplicaron tanto a los valores de frecuencia de las presas como a su biomasa y tamaños de presa consumidas.

Bajos valores de los estimadores H' indican que una población tiene una dieta estrecha (relativamente especializada), mientras que altos valores denotan una dieta mucho más amplia, con la población exhibiendo una dieta más variada o un consumo más balanceado de las categorías de presa disponibles (relativamente generalista). Bajos valores de J' indican una desproporción en el consumo de las categorías de presa disponibles, mientras que un valor alto indica una elevada equitabilidad en los índices de reproducción entre dichas categorías.

Los índices de diversidad de cada especie fueron comparados estadísticamente entre años y entre especies, usando pruebas de t para las H' s (Hutcheson 1970, Zar 1974). De esta manera, no determinaron las diferencias y semejanzas entre la diversidad trófica de la comunidad.

La sobreposición en la dieta o similitud trófica entre especies fue calculada usando la fórmula de Pianka (1973):

$$O = \sum p_i q_i / (\sum p_i^2 + \sum q_i^2),$$

donde p_i es la proporción relativa de la categoría de presa i en la dieta de la especie 1 y q_i en la de la especie 2. Los valores de este índice varían entre 0 (sin sobreposición) hasta 1 (sobreposición total).

Un valor de sobreposición se asignó superior a 0.6, que es el nivel que se utilizará en este trabajo, lo cual representa como

varían entre 0 y 1 (ver Krebs 1989).

Ambos índices se aplicaron tanto a los valores de frecuencia de las presas como a su biomasa y tamaños de presa consumidas.

Bajos valores de los estimadores H' indican que una población tiene una dieta estrecha (relativamente especialista), mientras que altos valores denotan una dieta mucho más amplia, con la población exhibiendo una dieta más variada o un consumo más balanceado de las categorías de presa disponibles (relativamente generalista). Bajos valores de J' indican una desproporción en el consumo de las categorías de presa disponibles, mientras que un valor alto indica una elevada equitabilidad en los índices de depredación sobre dichas categorías.

Los índices de diversidad de cada especie fueron comparados estadísticamente entre años y entre especies, usando pruebas de t para las H' 's (Hutcheson 1970, Zar 1974). De esta manera, se determinaron las diferencias y semejanzas entre la diversidad trófica de la comunidad.

La sobreposición en la dieta o similitud trófica entre especies fue calculada usando la fórmula de Pianka (1973):

$$O = \sum p_i q_i / (\sum p_i^2 + \sum q_i^2),$$

donde p_i es la proporción relativa de la categoría de presa i en la dieta de la especie 1 y q_i en la de la especie 2. Los valores de este índice varían entre 0 (sin sobreposición) hasta 1 (sobreposición total).

Un valor de sobreposición de nicho O_{ij} superior a 0.6, que es el nivel que se utilizará en este trabajo, ha sido propuesto como

biológicamente significativo (Zaret y Rand 1971, Bosakowski et al. 1992). Bosakowski et al. (1992) demuestran que utilizando el modelo de la similitud limitante (limiting similarity) (d/w) de MacArthur y Levins (1967) y May (1973) (citado en Bosakowski et al. 1992), es posible obtener un valor crítico biológicamente significativo. Explican que cuando las curvas de utilización de un recurso de dos especies se sobreponen, la distancia entre las medias (d) es afectada por la amplitud (w) o desviación estándar de las curvas. Entonces se asume que valores altos de d/w conllevan a una coexistencia estable debido a la baja sobreposición. Según este modelo, la coexistencia de especies competidoras estará basada en la separación del nicho, donde d/w es llevada por fuerzas opuestas hacia la unidad. Cuando las curvas de utilización del recurso de dos especies se sobreponen al punto donde d se iguala a w (1 desviación estándar), Bosakowski et al. (1992) calcularon que las curvas intersectaban en $w/2$. Usando una tabla de proporción de z para una curva normal, el área por encima de $w/2$ es 0.3085. Por simetría, el área debajo de $w/2$ es también 0.3085, lo cual da una sobreposición de 0.617 cuando $d/w = 1$, es decir, cuando $d = w$. Anteriormente, Zaret y Rand (1971) habían propuesto un valor crítico de 0.6.

Para los índices de sobreposición del nicho trófico se presenta, además, el "porcentaje de sobreposición o similitud", que es la medida más simple para interpretar la sobreposición de nicho. Este índice es una medida del área real de sobreposición de las curvas de utilización del recurso de las dos especies (Krebs 1989).

III. Uso del hábitat y características de los sitios de anidación

Para cada individuo observado realizando actividades de búsqueda o cazando, se consideró la unidad topográfica del sitio donde se presentaba (cerro, bajada, playa) y la asociación vegetal más importante. Para ello se utilizó el mapa de la vegetación de la Reserva (Montaña 1988). De esta manera, se obtuvo una aproximación general del uso del hábitat de cada especie.

Para cada nido se tomaron las características del ambiente: asociaciones vegetales alrededor del nido, número de posaderos cercanos al nido, distancia a cuerpos de agua, distancia entre nidos de la misma y diferente especie, distancia a ranchos y actividades humanas. Se obtuvieron las medias y desviaciones de cada factor, así como las proporciones con que los nidos se asociaban a ciertas características, con el fin de tratar de diferenciar o remarcar características del hábitat asociadas a los nidos de cada especie.

Asimismo se registraron los sustratos donde se encontró cada nido. La sobreposición en los sustratos utilizados para la anidación se calculó utilizando la fórmula de Pianka (1973), que se usó en la sobreposición trófica.

Mediante pruebas de chi-cuadrada (χ^2), con tablas de contingencia (Everitt 1977) se compararon las frecuencias de asociación de los nidos a los tipos de vegetación y unidades topográficas donde se ubicaban.

RESULTADOS

Las especies estudiadas corresponden exclusivamente a aquellas que se reproducen en el Bolsón de Mapimí.

La Figura 5 muestra la distribución espacial de los nidos de las especies de aves rapaces de Mapimí. Tyto alba no se representó en esta figura debido a que se encontraron pocas parejas (3), las cuales ocurrieron básicamente en la zona de playa.

La sección de resultados se dividió en varios apartados de acuerdo a la secuencia descrita en los métodos. En cada apartado se presentan los resultados de todas las especies estudiadas, de tal manera que es posible comparar simultáneamente la información entre ellas. Finalmente, se presenta una sección del análisis de la comunidad.

Distribución, estatus y densidad de reproductores

La cantidad de parejas reproductoras de cada especie que se encontraron en Mapimí puede ser un indicio de la abundancia relativa de cada una de ellas. De esta manera, la especie más abundante sería Speotyto cunicularia con 19 y 13 parejas reproductoras en 1985 y 1986, seguida por Buteo swainsoni con 13 parejas reproductoras, Cathartes aura con 6 y 10 parejas reproductoras, y Bubo virginianus y Buteo jamaicensis, cada uno con 7 y 8 parejas reproductoras en cada año, respectivamente. La diferencia encontrada cada año entre el número de parejas del aura, se debió, seguramente a una revisión más acuciosa de ciertas áreas

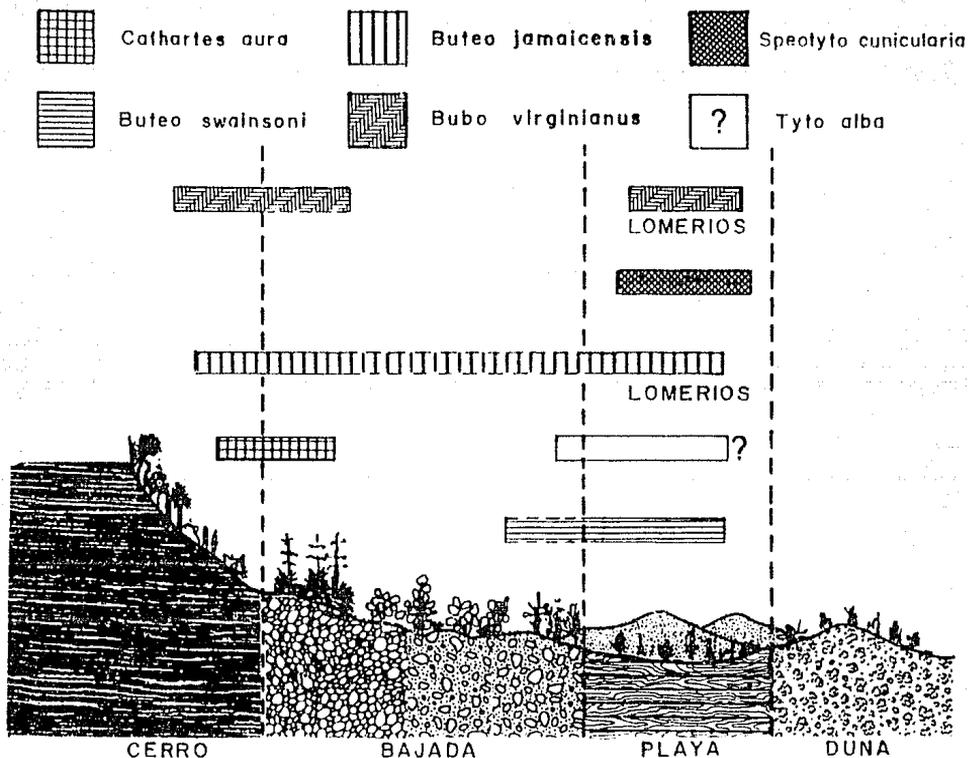


Figura 5. Distribución espacial de las áreas de reproducción de las rapaces estudiadas, de acuerdo a la denominación fisiográfica. Se desconoce la distribución completa de *T. alba*.

en 1986 que no se pudieron muestrear correctamente en 1985. Así, el número de 10 parejas reproductoras parece reflejar mejor la situación reproductiva de la especie.

Bubo virginianus fue especialmente abundante en los escasos cerros de la región a lo largo del año (Figura 6). Este búho presentó una densidad de parejas reproductoras promedio de 1 pareja por casi 30 km² (Cuadro 3). Sin embargo, se llegaron a encontrar hasta cuatro parejas en un área de 20 km², anidando en 3 cerros aislados y en un lomerío, separados los nidos por 3 a 4 km. Las otras tres parejas ocuparon también áreas restringidas a cerros. De esta forma, la densidad de B. virginianus alcanzó en ciertas áreas valores de 1 pareja/5 km². Lo anterior indica que posiblemente no todas las áreas del desierto de Mapimí son sitios adecuados para la anidación de B. virginianus. La distribución de los nidos activos de B. virginianus en Mapimí en ambos años indica una clara tendencia hacia el espaciamiento regular entre parejas reproductoras ($c_{1985} = 4.04$, $p < 0.01$; $c_{1986} = 2.07$, $p < 0.05$; Clark y Evans 1954).

La nidificación de Speotyto cunicularia ocurrió básicamente en las zonas de playa (Figura 7). Su densidad de parejas reproductivas fue de alrededor de una pareja por 7 km² (Cuadro 3). Las parejas reproductivas de Speotyto cunicularia parecen haberse distribuido regularmente ($c_{1985} = 3.04$, $p < 0.01$; $c_{1986} = 3.29$, $p < 0.01$).

Buteo swainsoni anidó principalmente en las zonas de playa donde existen yucas, mezquites, gobernadora, ocotillo y juncos Koerberlinea spinosa (Figura 8). La densidad de reproductores fue de

aproximadamente 1 pareja por cada 15 km² (Cuadro 3). La distribución de los nidos activos de B. swainsoni en Mapimí en ambos años no indica tendencia alguna. Al parecer las parejas reproductoras se distribuyeron al azar ($C_{1985} = 0.03$, $p > 0.05$; $C_{1986} = 0.16$, $p > 0.05$).

Buteo jamaicensis contruyó sus nidos tanto en los cerros, como en estructuras arbóreas de la bajada (Figura 9), prefiriendo los cerros. La densidad de parejas anidando fue de 1 pareja por cada 13 km² (Cuadro 3). La distribución de los nidos activos de B. jamaicensis en Mapimí en ambos años no indica tendencia alguna; es decir, al parecer las parejas reproductoras se distribuyeron al azar ($C_{1985} = 0.59$, $p > 0.05$; $C_{1986} = 0.27$, $p > 0.05$).

Cathartes aura colocó sus nidos principalmente debajo de piedras en los cerros (parte alta y baja) (Figura 10). Sus densidades de parejas reproductoras en los cerros fue de aproximadamente 1.8 nidos por km² (Cuadro 3). La distribución de los nidos activos de C. aura en Mapimí en ambos años indica una clara tendencia hacia la agregación de las parejas reproductoras ($C_{1985} = 3.79$, $p < 0.01$; $C_{1986} = 4.14$, $p < 0.01$).

Ubicación de los nidos

Bubo virginianus anidó principalmente en los cerros (86.7%), aunque también colocó sus puestas en pequeñas lomas (13.3%) ($n = 15$; Cuadro 4). Sus nidos fueron colocados en pequeñas cuevas, cuyas entradas tenían una exposición principalmente noroeste.

Cuadro 3. Densidad de parejas reproductoras, no reproductoras e individuos solitarios (floaters) de la comunidad de rapaces de Mapimí en 1985 y 1986.

	Densidad (parejas/km ²)			No reproductores	
	1985	1986	Ambos años	Parejas	Individuos solitarios
<u>Bubo virginianus</u>	0.036	0.038	0.037	1-2	3
<u>Speotyto cunicularia</u>	0.15	0.12	0.135	3	4
<u>Buteo swainsoni</u>	0.075	0.055	0.063	2	2
<u>Buteo jamaicensis</u>	0.036	0.033	0.035	2	5
<u>Cathartes aura</u>	0.035	0.055	0.045	?	25-40

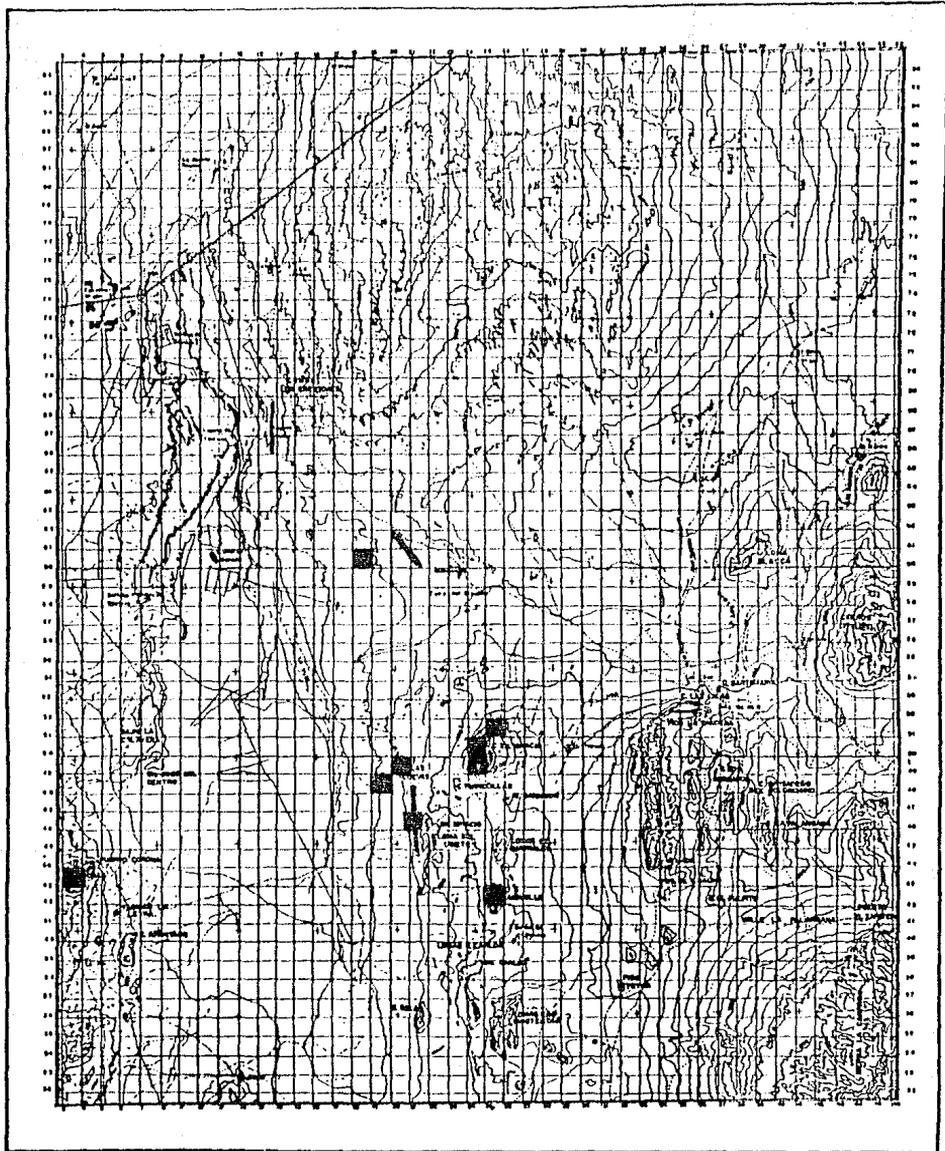


Figura 6. Zonas de anidación de *Bubo virginianus* en Mapimi, Durango (1985-1986).

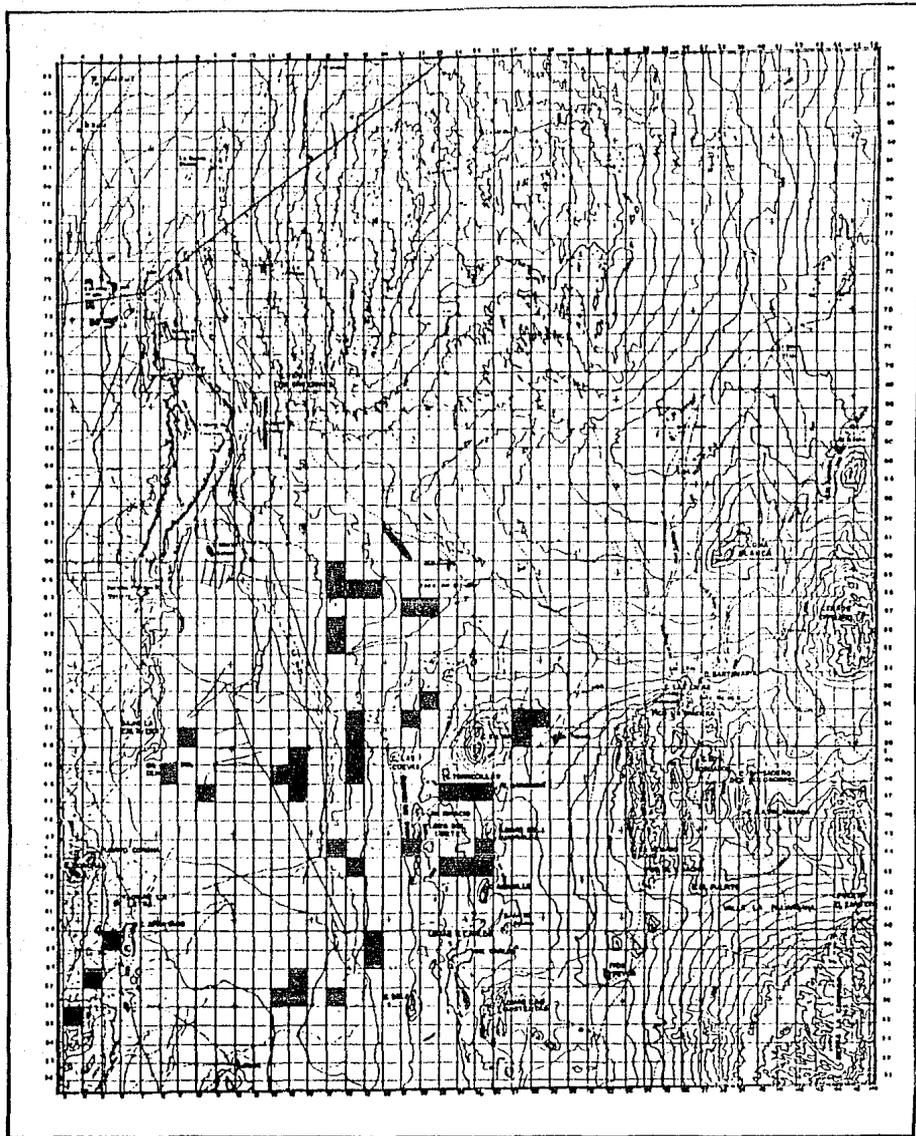


Figura 7. Zonas de anidación de *Speotyto cunicularia* en Mapimí, Durango (1985-1986).

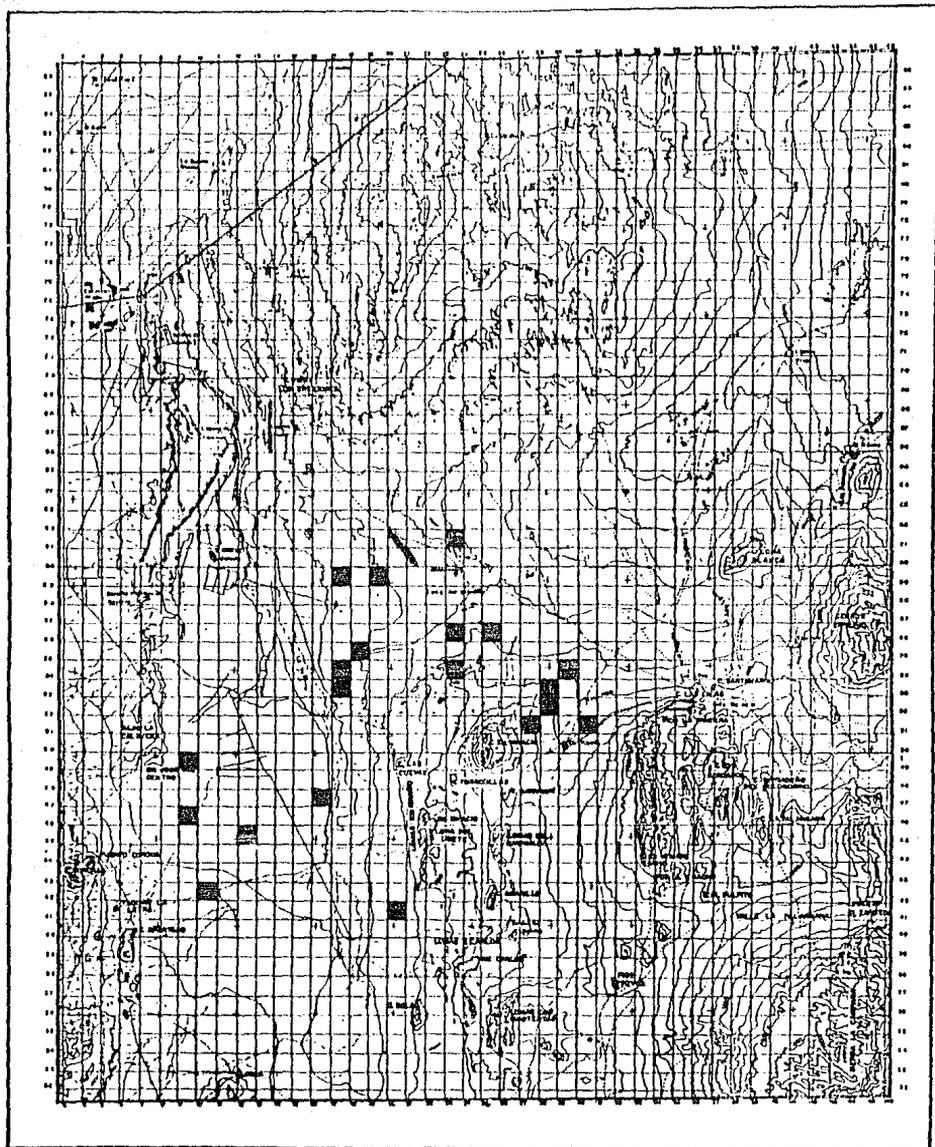


Figura 8. Zonas de anidación de *Buteo swainsoni* en Mapimi, Durango (1985-1986).

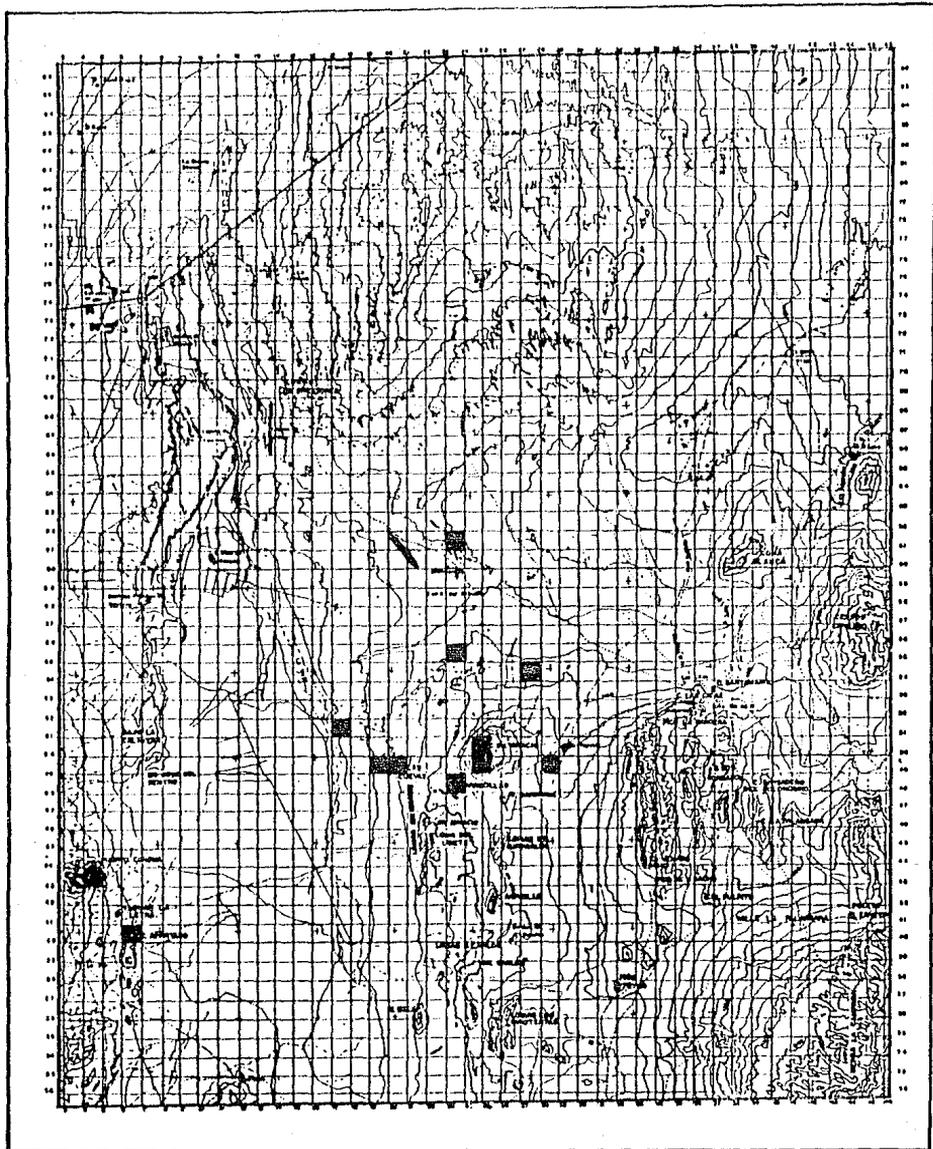


Figura 9. Zonas de anidación de *Buteo jamaicensis* en Mapimi, Durango (1985-1986).

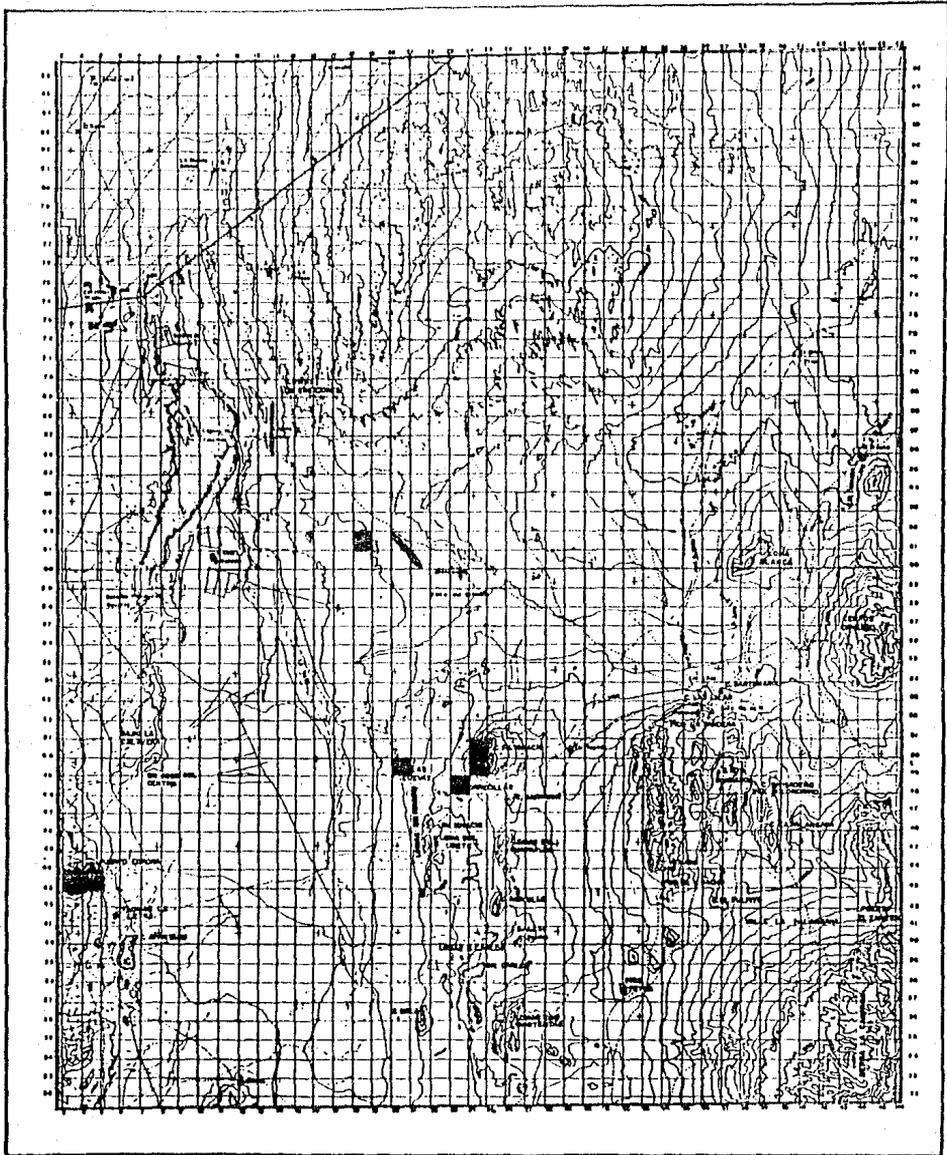


Figura 10. Zonas de anidación de *Cathartes aura* en Mapimí, Durango (1985-1986).

Speotyto cunicularia utilizó principalmente madrigueras abandonadas de mamíferos para anidar, aunque también colocó sus puestas dentro de madrigueras de la tortuga del desierto (Gopherus flavomarginatus); las madrigueras utilizadas fueron de ratas canguro (Dipodomys) (41.7%), zorra (Urocyon cinereargenteus) (22.2%), tejón (Taxidea taxus) (16.7%), tortugas (Gopherus) (6.7%) y coyote (Canis latrans) (2.8%) (n = 36), ubicadas todas ellas en las zonas de playa, conteniendo la asociación vegetal del tipo pastizal con mezquite Prosopis-Hilaria y gobernadora Larrea (ver publicación anexa Rodríguez-Estrella y Ortega, 1993).

Buteo swainsoni contruyó sus nidos en las zonas de playa (86%), aunque algunos fueron colocados en la bajada inferior (14%) (n = 21; Cuadro 5). Esta ave utilizó únicamente estructuras arbóreas, en especial mezquites, yucas y juncos.

Buteo jamaicensis anidó en los cerros (62%), en riscos con exposición principalmente noreste, así como en estructuras arbóreas en la bajada y playa (38%) (n = 13; Cuadro 6). Las especies más utilizadas fueron los mezquites.

Cathartes aura anidó estrictamente en las zonas de cerro (100%) (n = 17; Cuadro 7), debajo de rocas o en cuevas, donde prácticamente el contenido de los nidos no tenía exposición.

Fenología reproductiva

Al analizar los diferentes períodos de la reproducción de las aves rapaces estudiadas, se puede observar que la especie que inició la reproducción más temprano en ambos años fue Bubo

Cuadro 4. Características de los sitios de anidación de Bubo virginianus en el Desierto de Mapimí, Durango en 1985-1986.

Número de nido	Estructura utilizada	Exposición	Fisiografía
1	Oquedad	Noroeste	Cerro
2	Oquedad	Norte	Cerro
3	Oquedad	Sur-suroeste	Cerro
4	Hueco-repiza	Suroeste	Cerro
5	Piso	Sin exposición, bajo nopal	Loma
6	Hueco-repiza	Noreste	Cerro
7	Hueco-repiza	Sur	Cerro
8	Oquedad	Noroeste	Cerro
9	Oquedad	Noroeste	Cerro
10	Piso	Sin exposición, bajo nopal	Cerro
11	Hueco-repiza	Suroeste	Cerro

Cuadro 5. Características de los sitios de anidación de Buteo swainsoni en el Desierto de Mapimí, Durango en 1985 -1986.

Número de nido	Estructura utilizada	Altura de la estructura	Vegetación circundante	Fisiografía
1	Junco	3.5	Mezquite, gobernadora, yuca	Playa
2	Mezquite	2.5	Gobernadora	Bajada
3	Ocotillo	2.5	Gobernadora, ocotillo	Bajada-Playa
4	Yuca	3.0	Gobernadora, ocotillo	Bajada-Playa
5	Yuca	3.5	Gobernadora, ocotillo, maguey	Playa
6	Mezquite	4.0	Mezquite, <u>Hilaria mutica</u> , yuca	Playa
7	Mezquite	2.5	Mezquite, gobernadora, maguey	Playa
8	Yuca	4.0	Larrea, ocotillo, mezquite	Bajada
9	Mezquite	3.0	Mezquite, gobernadora	Playa
10	Yuca	2.5-3.0	Gobernadora, mezquite, yuca, ocotillo, <u>Hilaria</u>	Playa
11	Yuca	2.5-3.0	Yuca, mezquite, gobernadora, maguey	Playa
12	Mezquite	2.0	Mezquite, ocotillo, <u>Hilaria</u>	Playa, en lomerío
13	Junco	3.0	Juncal	Playa
14	Yuca	3.5-4.0	Ocotillo, gobernadora	Playa
15	Mezquite	3.0	Gobernadora, ocotillo	Playa
16	Mezquite	3.0	Mezquite, gobernadora	Playa
17	Mezquite	3.5-4.0	Mezquite, gobernadora, ocotillo, <u>Hilaria</u>	Playa cerca a dunas
18	Mezquite	4.0	Mezquite, gobernadora, ocotillo	Playa cerca a dunas
19	Yuca	1.5-1.7	Mezquite, gobernadora, ocotillo	Playa
20	Yuca	3.0-4.0	Ocotillo, gobernadora, maguey	Playa, en lomerío
21	Mezquite	3.5-4.0	Mezquite, gobernadora, ocotillo	Playa

Junco = Koelerlinia spinosa; Mezquite = Prosopis; Ocotillo = Fouquieria splendens; Yuca = Yucca thompsoniana

Cuadro 6. Características de los sitios de anidación de Buteo jamaicensis en el Desierto de Mapimí, Durango en 1985-1986.

Nido	Estructura utilizada	Altura de la estructura (m)	Exposición	Vegetación	Fisiografía
1	Cantil	25-30	Noreste del cerro San Ignacio	Gobernadora, ocotillo magüey	Cerro
2	Risco	20	Norte del cerro San Ignacio	Gobernadora, ocotillo magüey	Cerro
3	Cueva	15-20	Nornoreste del cerro Cuevas	Gobernadora, ocotillo magüey	Cerro
4	Risco	25-30	Este del cerro Torrecillas	Gobernadora, ocotillo magüey	Cerro
5	Yuca	3.5	Expuesto La Flor	Gobernadora, ocotillo magüey	Bajada
6	Ocotillo	3.5	Expuesto	Gobernadora, ocotillo magüey	Playa
7	Mezquite	3.5	Expuesto Brecha del Muerto	Mezquite, cardenches, <u>Hilaria</u> , nopal	Playa
8	Risco	30	Suroeste del cerro Torrecillas	Gobernadora, ocotillo magüey	Cerro
9	Sauce	15	Sin exposición El Tapado	Gobernadora, ocotillo sauces	Playa
10	Mezquite	3.5-4.0	Expuesto Norte del laboratorio a 2-3 Km	Gobernadora, ocotillo	Playa
11	Mezquite	3	Expuesto Frente al Espinazo del Diablo	Mezquite, gobernadora	Cerro
12	Mezquite	3	Expuesto A 1 km del Espinazo del Diablo	Mezquite, gobernadora	Cerro
13	Risco	50	Noreste, cerro El Tecolote	Gobernadora, Larrea mezquite	Cerro

Yuca = Yucca thompsoniana Ocotillo = Fouquieria; Mezquite = Prosopis

Cuadro 7. Características de los sitios de anidación de Cathartes aura en el Desierto de Mapimi, Durango en 1985 -1986.

Número de nido	Estructura utilizada	Exposición	Fisiografía
1	Hueco	Norte	Cerro
2	Oquedad	Nornoreste	Cerro
3	Bajo roca	Suroeste	Cerro
4	Bajo roca	Noreste	Cerro
5	Bajo roca	Noreste	Cerro
6	Bajo roca	Sureste	Cerro
7	Oquedad	Noreste	Cerro
8	Bajo roca	Noreste	Cerro
9	Bajo roca	Noreste	Cerro
10	Cueva	Sur	Cerro
11	Cueva	Sur	Cerro
12	Cueva	Norte	Cerro
13	Reliz	Suroeste	Cerro
14	Bajo dos rocas	Noreste	Cerro
15	Bajo roca	Suroeste	Cerro
16	Bajo roca	Noreste	Cerro
17	Bajo roca	Noreste	Cerro

virginianus (febrero), seguido por Buteo jamaicensis (marzo-abril), Speotyto cunicularia (marzo-abril) y Cathartes aura (abril). El inicio más tardío lo tuvo Buteo swainsoni (mayo), debido a que esta especie migratoria arriba a Mapimí hacia mediados o finales de abril (Figura 11).

La primera observación de B. swainsoni ocurrió el 22 de abril de 1986, cuando se observó la cópula de una pareja en un sitio donde posteriormente anidaron; la siguiente observación fue de un grupo de 7 individuos el 26 de abril. Estas aguilillas iniciaron el abandono del área hacia el 13 de julio, cuando se registraron 32 individuos (60% juveniles del año) volando en grupo hacia el oeste de la reserva. Abandonaron totalmente el área hacia finales de septiembre y principios de octubre.

Productividad

Bubo virginianus tuvo una puesta generalmente de 2 huevos/nido en ambos años, aunque se llegaron a observar de 1 a 3 huevos. El tamaño de la puesta fue diferente entre años ($t = 3.714$; 14 g.l.; $p < 0.01$; Cuadro 8). La producción de volantones por intento de anidación fue similar en ambos años ($t = 0.6929$; 14 g.l.; $p > 0.05$), así como el número de volantones por nido exitoso ($t = 1.2191$; 7 g.l.; $p > 0.05$). En ambos años se produjeron alrededor de 2 volantones por nido. La mortalidad de huevo a pollo fue de 11.7% en 1985, y no existió en 1986. No se observó mortalidad en la etapa de pollo a volantón, en ambos años. La proporción de nidos exitosos fue mayor de 90% para ambos años, y la reutilización de

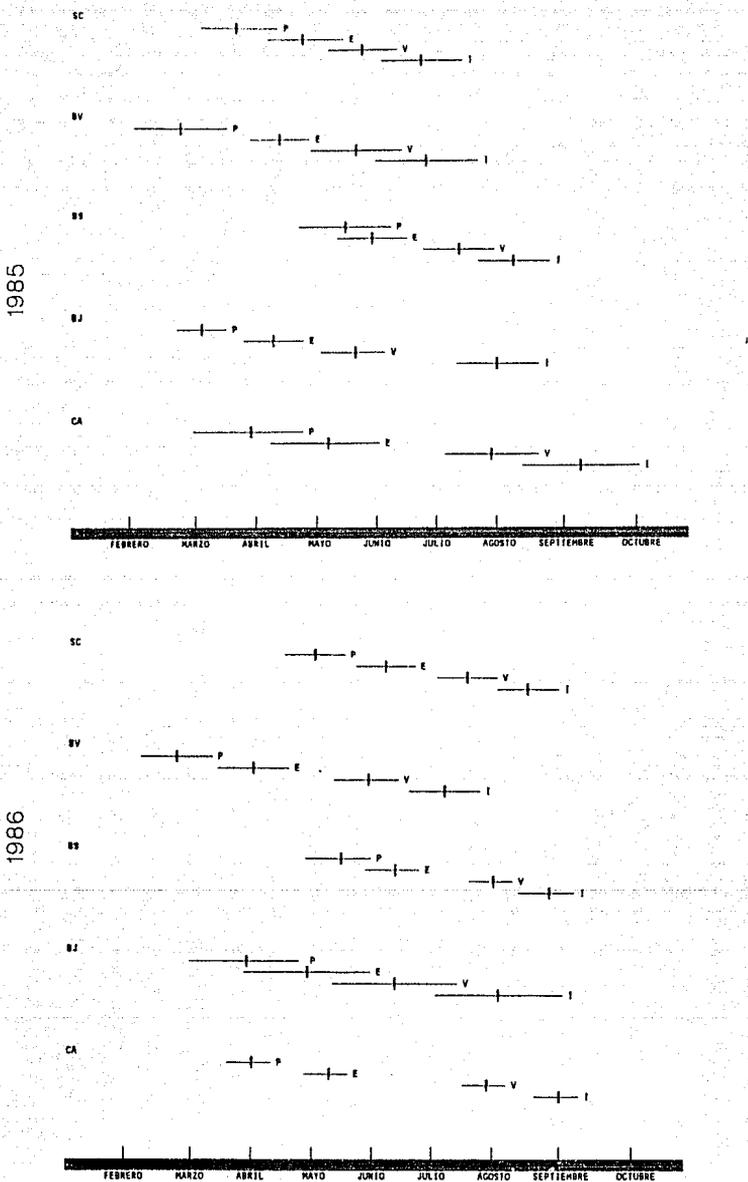


Figura 11. Fenología reproductiva de la comunidad de rapaces en 1985 y 1986. Las etapas se refieren al inicio de la puesta (P), la eclosión (E), la liberación de jóvenes volantes (V) y la etapa de independencia o período en que los jóvenes están en proceso de independencia de los padres (I). SC, *Speotyto cunicularis*; BV, *Bubo virginianus*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

los nidos fue de 57% (n = 7). La mortalidad del único nido se debió al abandono por perturbación a los padres y la posterior depredación por el cuervo de Chihuahua (Corvus cryptoleucus).

No fue posible calcular el tamaño de puesta de Speotyto cunicularia porque habría sido necesario destruir las madrigueras. Asimismo, el éxito reproductivo de S. cunicularia se calculó únicamente como el número de volantones producidos en cada madriguera. Este valor fue similar entre años ($t = 1.9059$; 50 g.l.; $p > 0.05$; Cuadro 8), estimándose que el número medio de volantones por nido fue muy bajo, cercano a 1. El éxito reproductivo fue bajo, asociado principalmente al abandono de los nidos por los padres. La reutilización de madrigueras para anidar fue de 55% (n = 29).

Buteo swainsoni tuvo puestas de 2 y 3 huevos en Mapimí, no habiéndose encontrado diferencias significativas en los tamaños medios de puesta entre año y año ($t = 1.0695$; 22 g.l.; $p > 0.05$; Cuadro 8). La producción de volantones por intento de anidación fue similar en ambos años ($t = 0.3005$; 16 g.l.; $p > 0.05$), así como el número de volantones por nido exitoso ($t = 0.5039$; 16 g.l.; $p > 0.05$), con alrededor de 2 volantones/nido exitoso. En 1985 y 1986, la mortalidad fue similar: de huevo a pollo 20% y 26%, mientras que de pollo a joven volantón de 8% y 8.7%, respectivamente. Un 75% de los nidos con puesta fue exitoso en producir volantones en ambos años. La reutilización de nidos fue de 38% (n = 13).

Buteo jamaicensis tuvo tamaños de puesta generalmente de 2 huevos por nido (Cuadro 8). Las diferencias entre los tamaños de puesta para cada año no fueron significativas ($t = 0.1003$; 11 g.l.;

$p > 0.05$). La productividad del total de nidos fue similar en ambos años ($t = 0.204$; 11 g.l.; $p > 0.05$). La producción de volantones por nido exitoso fue también similar ($t = 0.1395$; 7 g.l.; $p > 0.05$). La mortalidad del período de huevo a la salida de los pollos fue de 30.7% y 27.3%, para 1985 y 1986 respectivamente. Del período de huevo a la producción de jóvenes volantones la mortalidad fue de 0% y 9%, respectivamente. Un 70% de los nidos con puesta fueron exitosos. La reutilización de nidos fue de 67% ($n = 6$).

Cathartes aura generalmente tuvo puestas de 2 huevos por nido (Cuadro 8). No se encontraron diferencias significativas entre el tamaño de puesta de ambos años ($t = 0.4828$; 16 g.l.; $p > 0.05$). La productividad del total de nidos fue similar entre años ($t = 0.1991$; 14 g.l.; $p > 0.05$). Asimismo, la de los nidos exitosos fue similar ($t = 0.3161$; 6 g.l.; $p > 0.05$). La mortalidad del estadio de huevo al de pollo fue relativamente alta, un 36% en 1985 y un 47% en 1986. La mortalidad de pollo a joven volantón fue de 18.2% y 5.2%, respectivamente. La proporción de nidos exitosos fue de poco más de un 40% en ambos años. Las principales causas de mortalidad fueron la depredación de huevos por ratas (Neotoma) y el abandono de los nidos por los padres.

Cuadro 8. Características de la reproducción de las rapaces de la Reserva de Mapimí, Durango, durante los ciclos reproductivos de 1985 y 1986.

	1985				
	<u>Bubo virginianus</u>	<u>Speotyto cunicularia</u>	<u>Buteo swainsoni</u>	<u>Buteo jamaicensis</u>	<u>Cathartes aura</u>
Número de puestas	8	29	12	7	7
Tamaño medio de puesta	2.31 ± 0.35	?	2.17 ± 0.39	1.86 ± 0.38	1.57 ± 0.53
Número de volantones por nidos totales (intento)	1.87 ± 0.83	0.9 ± 1.0	1.42 ± 0.78	1.29 ± 0.95	0.71 ± 0.95
Número de nidos exitosos	7	16	9	5	3
Número de volantones por nido exitoso	2.14 ± 0.38	1.63	1.60 ± 0.78	1.80 ± 0.45	1.67 ± 0.58
% Nidos exitosos	87.5	55.2	75.0	71.4	42.9

	1986				
	<u>Bubo virginianus</u>	<u>Speotyto cunicularia</u>	<u>Buteo swainsoni</u>	<u>Buteo jamaicensis</u>	<u>Cathartes aura</u>
Número de puestas	8	23	12	6	11
Tamaño medio de puesta	2.0 ± 0.0	?	1.92 ± 0.67	1.83 ± 0.41	1.72 ± 0.47
Número de volantones por nidos totales (intento)	1.75 ± 0.46	1.5 ± 1.3	1.25 ± 0.96	1.17 ± 0.98	0.82 ± 0.98
Número de nidos exitosos	8	16	9	4	5
Número de volantones por nido exitoso	1.75 ± 0.46	2.19	1.67 ± 0.71	1.75 ± 0.5	1.80 ± 0.44
% Nidos exitosos	100.0	69.6	75.0	66.7	45.5

Alimentación

Los resultados detallados del análisis de las dietas de todas las rapaces se muestran en los Apéndices 1 a 16.

Las especies

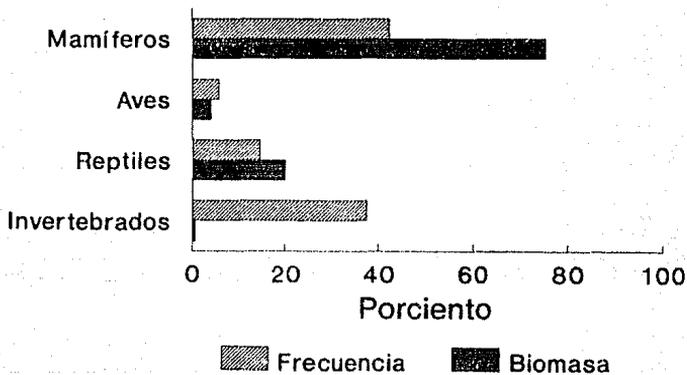
Dieta por grupos faunísticos

Bubo virginianus. Para la determinación de la dieta de B. virginianus se analizaron un total de 91 y 60 egagrópilas en 1985 y 1986, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas en su dieta de un año al otro, relativo al consumo de los diferentes grupos faunísticos (mamíferos, aves, reptiles, invertebrados), ($\chi^2 = 1.46$; 3 g.l.; $p > 0.05$). En relación a la biomasa, se observaron diferencias en los aportes a la dieta por los grupos en ambos años ($\chi^2 = 922.2$; 3 g.l.; $p < 0.01$). A pesar de la diferencia encontrada en el aporte de biomasa por los grupos de presas, se presenta la información conjunta de ambos años con fines de presentación, pero discutiendo sobre las diferencias encontradas.

De las 705 presas identificadas, las más frecuentemente consumidas correspondieron a mamíferos e insectos, mientras que las presas que más contribuyeron a la biomasa consumida por B. virginianus fueron los mamíferos, aunque también los reptiles lo hicieron en un menor grado (Figura 12). El mismo patrón se observó en los dos años. El número medio de presas en cada egagrópila fue de 4.04 ± 2.03 en 1985 y de 5.32 ± 3.74 en 1986, siendo diferente entre años ($t = 2.70$; 149 g.l.; $p < 0.05$).

Bubo virginianus 1985

Tipo de presa



1986

Tipo de presa

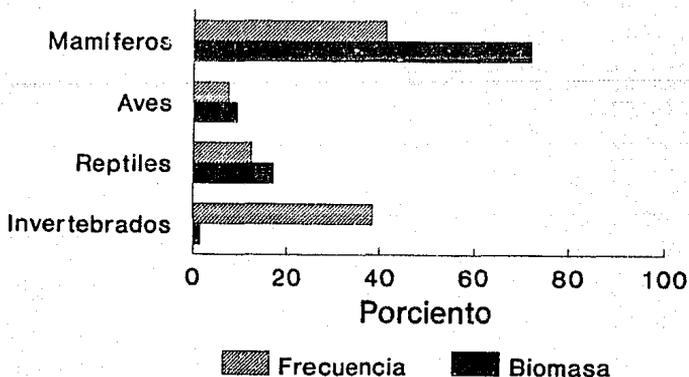


Figura 12. Proporción de presas en relación al número consumido y a la biomasa que aportaron en la dieta de B. virginianus.

Speotyto cunicularia. Para determinar la dieta de S. cunicularia se analizaron un total de 184 y 111 egagrópilas en 1985 y 1986, respectivamente. La frecuencia con que aparecieron los diferentes grupos faunísticos, así como la biomasa aportada por cada uno de ellos, fue significativamente diferente entre años ($\chi^2 = 19.2$ y $\chi^2 = 979.0$, respectivamente; 3 g.l.; $p > 0.01$). Sin embargo, la proporción con que fueron consumidos los grupos fue muy similar entre años (Figura 13).

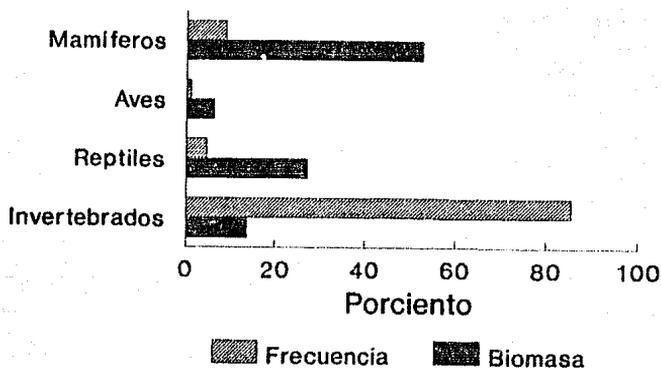
El análisis conjunto de la dieta en ambos años muestra que, de las 3460 presas identificadas, las consumidas con más frecuencia correspondieron a los invertebrados, representando los pequeños mamíferos un pequeño porcentaje. Las presas que más contribuyeron a la biomasa consumida por S. cunicularia en ambos años fueron de mamíferos (Figura 13), con variaciones de otros grupos entre años. El número medio de presas en cada egagrópila fue de 11.91 ± 11.38 en 1985 y de 11.83 ± 6.95 en 1986, siendo similar en ambos años ($t = 0.07$; 293 g.l.; $p > 0.05$).

Tyto alba. La dieta de T. alba se determinó analizando 46 egagrópilas más restos en 1986. De las 134 presas identificadas las más frecuentemente consumidas y las que más contribuyeron a la biomasa fueron mamíferos (Figura 14). El número medio de presas en cada egagrópila fue de 3.25 ± 1.48 .

Buteo swainsoni. La dieta de B. swainsoni, se determinó analizando un total de 43 y 46 egagrópilas en 1985 y 1986,

Speotyto cunicularia 1985

Tipo de presa



1986

Tipo de presa

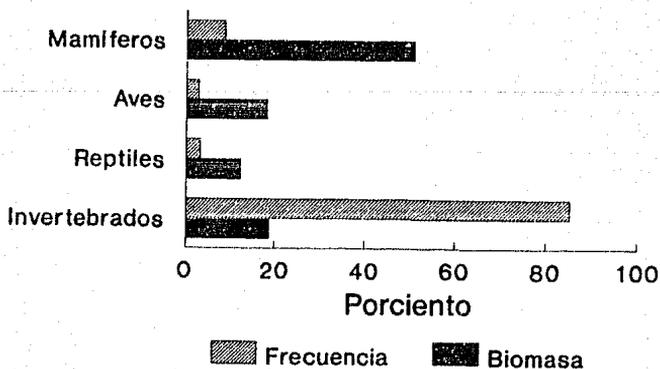


Figura 13. Proporción de presas en relación al número consumido y a la biomasa que aportaron en la dieta de *S. cunicularia*.

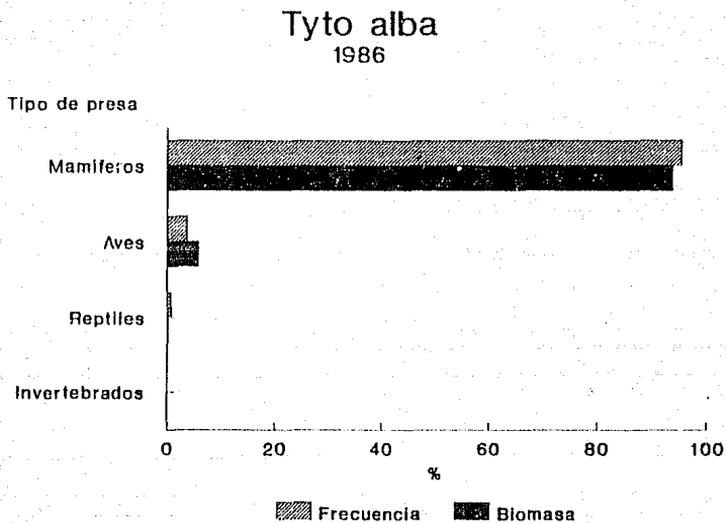


Figura 14. Frecuencia de presas y biomasa aportada en la dieta de T. alba.

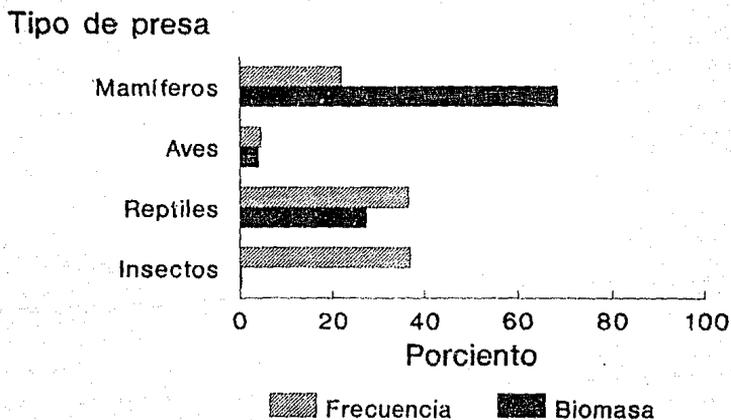
respectivamente. La frecuencia con que aparecieron los grupos faunísticos en la dieta de ambos años, fue significativamente diferente ($\chi^2 = 26.97$; 3 g.l.; $p < 0.01$), siendo el consumo sobre los invertebrados, reptiles y mamíferos los responsables de estas diferencias. Asimismo, la biomasa aportada por los grupos fue diferente cada año ($\chi^2 = 805.3$; 3 g.l.; $p < 0.01$).

De las 606 presas identificadas las más frecuentemente consumidas correspondieron a invertebrados, reptiles y mamíferos. Las variaciones entre años en el consumo de presas, fueron debidas principalmente a un menor consumo de reptiles y uno mayor de invertebrados en 1986. Las presas que más contribuyeron a la biomasa consumida por esta especie en ambos años correspondieron a los mamíferos y reptiles (Figura 15). El número medio de presas en cada egagrópila fue similar entre años, de 6.02 ± 3.27 en 1985 y de 6.29 ± 3.55 en 1986 ($t = 0.37$; 87 g.l.; $p > 0.05$).

Buteo jamaicensis. Para determinar la dieta de B. jamaicensis se analizaron un total de 58 y 34 egagrópilas en 1985 y 1986, respectivamente. Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre años en la frecuencia con que aparecieron los grupos faunísticos en las egagrópilas ($\chi^2 = 6.96$; 3 g.l.; $p < 0.01$), se presenta la información conjunta. Sin embargo, debido a que la biomasa aportada por las presas varió entre año y año ($\chi^2 = 1397.09$; 3 g.l.; $p < 0.01$) se discute sobre estas variaciones.

De las 408 presas identificadas, se observó una depredación muy proporcional para todos los grupos zoológicos. B. jamaicensis

Buteo swainsoni 1985



1986

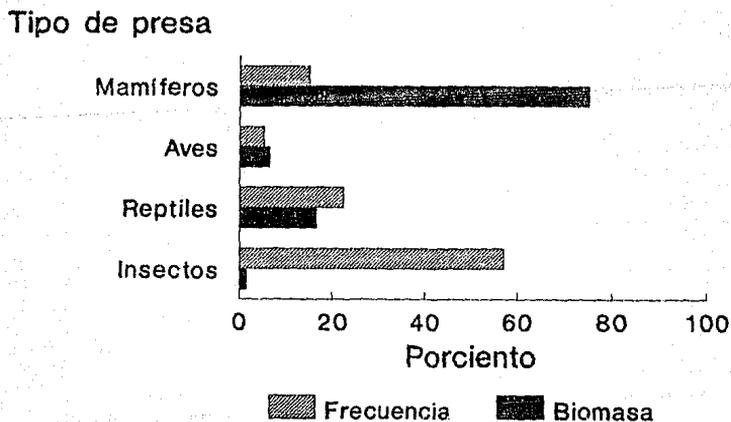
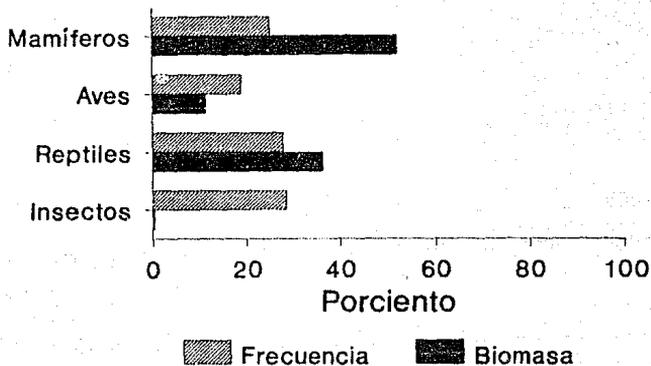


Figura 15. Proporción de presas en relación al número consumido y a la biomasa que aportaron a la dieta de *B. swainsoni*.

Buteo jamaicensis 1985

Tipo de presa



1986

Tipo de presa

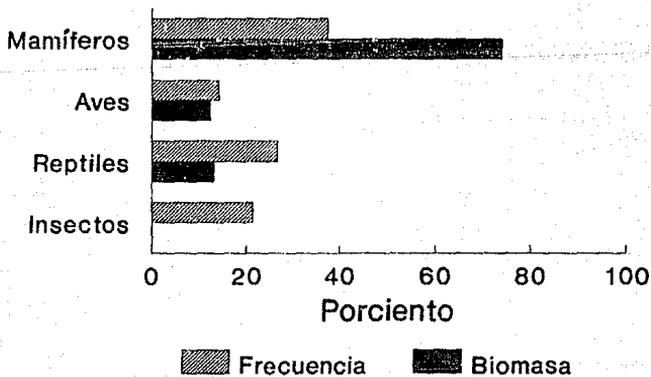


Figura 16. Proporción de presas en relación al número consumido y a la biomasa que aportaron en la dieta de *B. jamaicensis*.

depredó considerablemente sobre presas de gran movilidad y difícil caza, como son las aves. Las presas que más contribuyeron a la biomasa consumida en ambos años fueron los mamíferos (Figura 16), aunque hay variaciones entre años para las aves y reptiles. El número medio de presas en cada egagrópila fue diferente entre años, de 4.8 ± 3.31 en 1985 y de 3.25 ± 1.53 en 1986 ($t = 2.54$; 90 g.l.; $p < 0.05$).

Cathartes aura. La dieta de C. aura se determinó analizando un total de 46 egagrópilas en 1985. La carencia de información para 1986 se debió a un error en el manejo y preservación de las egagrópilas, ya que fueron invadidas por derméstidos y su contenido no se pudo identificar. Sin embargo, basado en la literatura existente en relación a la dieta de C. aura, considero que los resultados aquí presentados reflejan correctamente la dieta de la especie en Mapimí, aunque ciertamente pueden existir variaciones anuales dependiendo de las tasas de mortalidad de la fauna en la zona, ya que el aura es una especie casi totalmente carroñera.

De las 252 presas identificadas, se observó una proporcionalidad en los grupos faunísticos consumidos por C. aura. Las especies animales que más contribuyeron a la biomasa consumida por el ave fueron los mamíferos y los reptiles (Figura 17). El número medio de presas en cada egagrópila fue de 4.48 ± 2.17 .

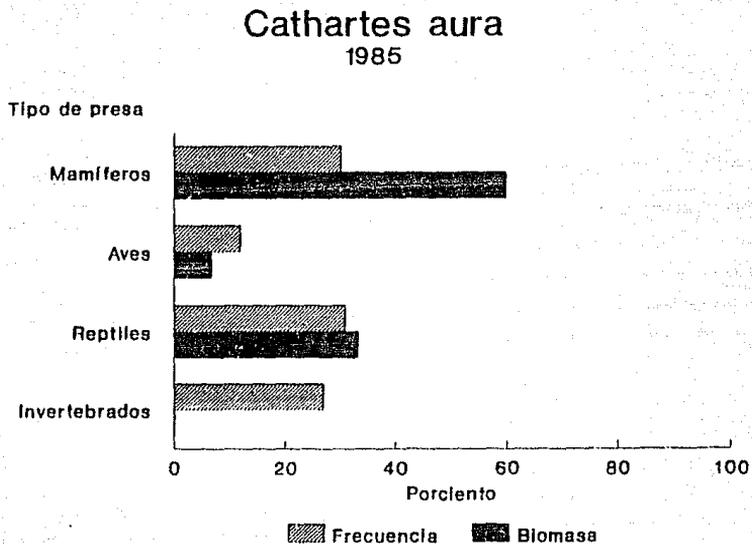


Figura 17. Frecuencia de presas y biomasa aportada en la dieta de C. aura.

Tamaños de presa

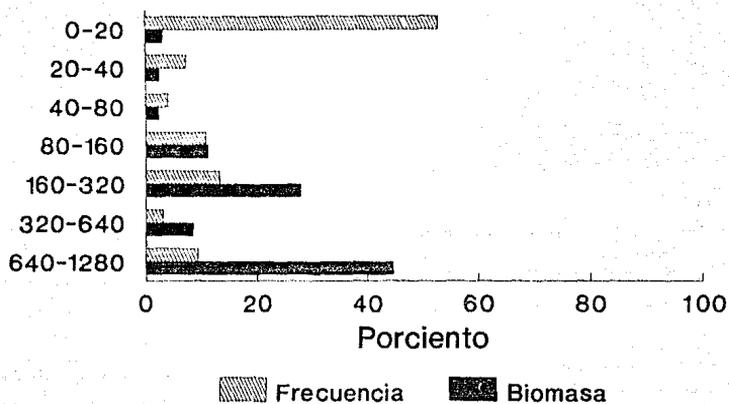
Bubo virginianus. Se encontraron diferencias significativas en el consumo de presas de diferente talla entre 1985 y 1986 ($x^2= 12.49$; 5 g.l.; $p < 0.05$). La biomasa aportada por las tallas fue también diferente entre años ($x^2= 2495.7$; 5 g.l.; $p < 0.01$), lo cual se debió a una mayor depredación de presas pequeñas en relación a las de talla grande en 1986.

B. virginianus mostró una fuerte tendencia a consumir presas de entre $\leq 1-20$ g (invertebrados y pequeños mamíferos), aunque también presas de entre 80-320 g (mamíferos) (Figuras 18 y 19). Los máximos aportes en biomasa los hicieron las presas mayores a 160 g, sobretodo las mayores a 640 g (mamíferos). La proporción observada de presas consumidas con pesos menores a 100 g en relación a las presas mayores a este peso ($P<: > 100$), fue de 2:1 y 3:1 para 1985 y 1986, respectivamente. Lo anterior indica que, por cada 3 presas menores a 100 g, el tecolote consumió una superior a los 100 g. Las presas menores a los 100 g representaron un promedio de 17% de la biomasa ingerida para ambos años.

Speotyto cunicularia. El consumo de presas de diferente talla, así como la biomasa que aportaron a la dieta, fueron diferentes entre 1985 y 1986 ($x^2= 10.37$ y 676.9; 4 g.l.; $p < 0.05$). Se trataron los datos conjuntamente, aunque se hace referencia a las diferencias.

S. cunicularia consumió principalmente presas de entre $\leq 1-20$ g (96%) en ambos años (invertebrados y pequeños mamíferos) (Figuras 20 y 21). Los máximos aportes en biomasa los hicieron presas de

Tamaños de presa *Bubo virginianus* 1985



1986

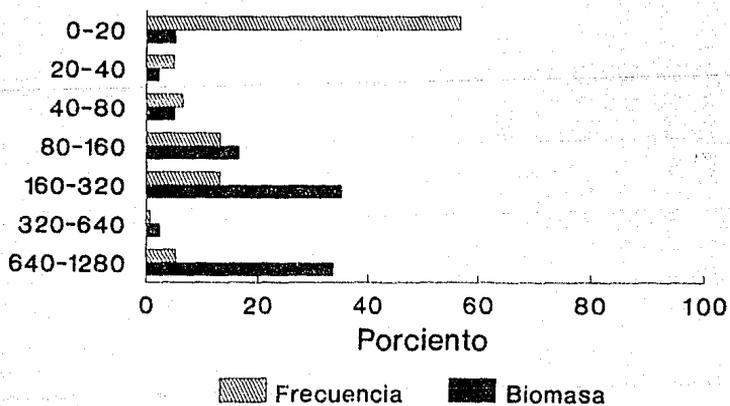


Figura 18. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de *B. virginianus*.

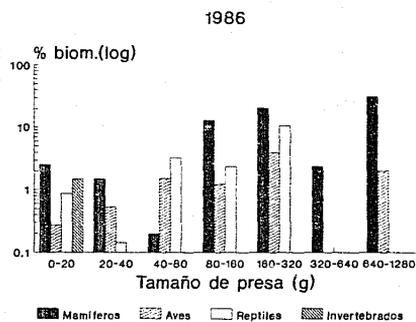
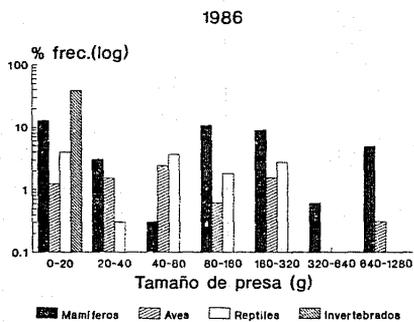
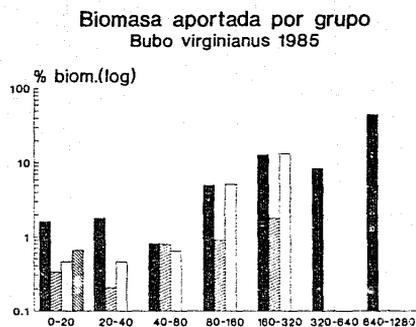
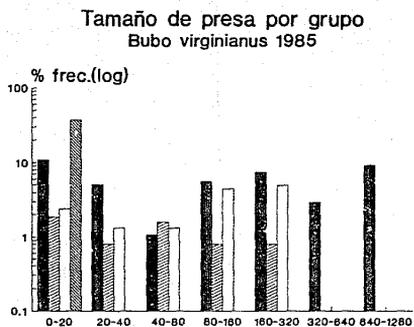
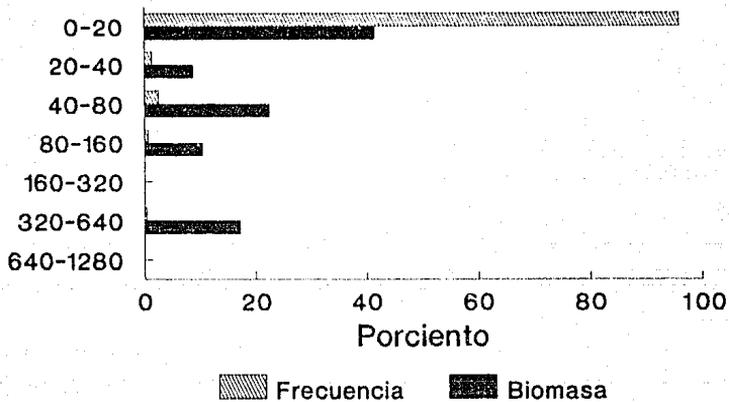


Figura 19. Aporte de los diferentes grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de B. virginianus.

Tamaños de presa Speotyto cunicularia 1985



1986

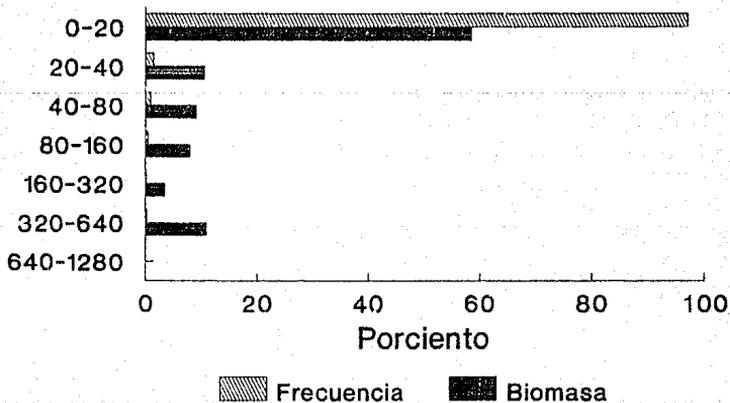
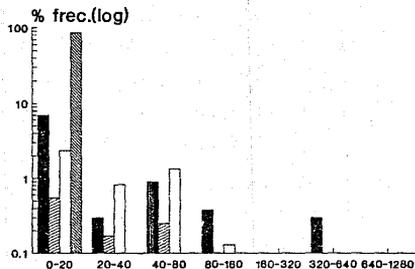
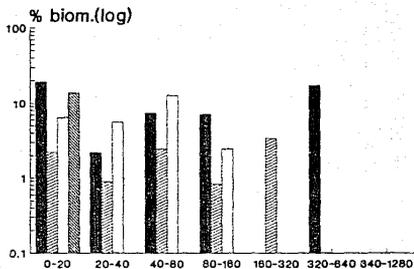


Figura 20. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de *S. cunicularia*.

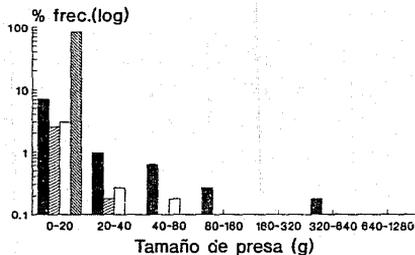
Tamaño de presa por grupo
Speotyto cunicularia 1985



Biomasa aportada por grupo
Speotyto cunicularia 1985



1986



1986

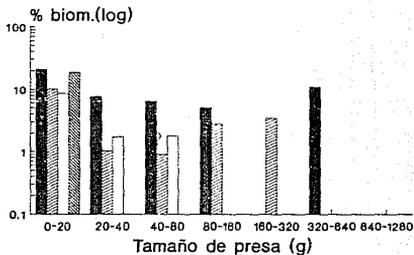


Figura 21. Aporte de los diferentes grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de *S. cunicularia*.

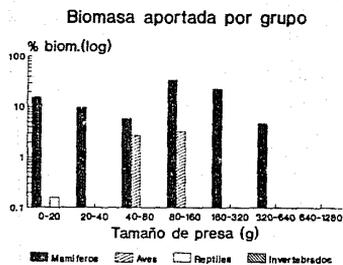
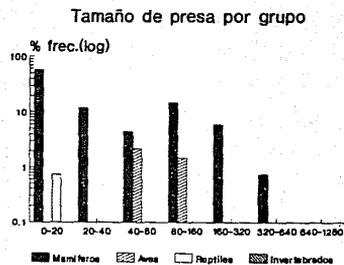
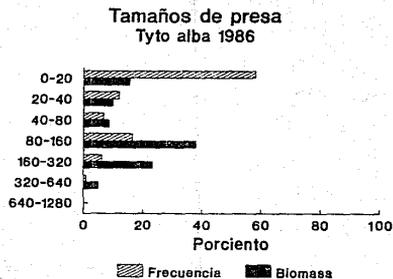


Figura 22. Dieta de *T. alba*. Se consideran los tipos y tamaños de presa y los aportes de los grupos faunísticos.

diferentes tallas: principalmente de $\leq 1-20$ g, y en un continuo de 40-160 y de 320-640 (invertebrados y pequeños y medianos mamíferos). La proporción de presas ($P<:> 100$) fue de 166:1 para 1985 y de 221:1 para 1986. Las presas menores a los 100 g representaron un promedio de 79% de la biomasa ingerida para ambos años.

Tyto alba. Se observó una tendencia muy marcada por consumir presas de entre 1 y 40 g (mamíferos) (Figura 22). Los máximos aportes en biomasa los hicieron mamíferos de 80-320 g. El radio de presas ($P<:> 100$) fue de 5.74:1. Las presas menores a los 100 g representaron un 85% de la biomasa total ingerida.

Buteo swainsoni. El consumo de presas de diferente talla y la biomasa aportada por los grupos fueron diferentes entre años ($x^2= 24.06$ y 236.38 ; 5 g.l.; $p < 0.01$). Se consumieron más presas de pequeño tamaño y menos de talla grande, en 1986.

B. swainsoni mostró una tendencia a consumir presas de entre 1 y 20 g (invertebrados y reptiles) y 80-160 g (mamíferos). En los demás tamaños de presa no se observó alguna tendencia en particular (Figuras 23 y 24). Los máximos aportes de biomasa provinieron de presas superiores a los 320 g en ambos años (mamíferos). La proporción de presas ($P<:> 100$) fue de 3.88:1 y 7.18:1 para 1985 y 1986, respectivamente. Lo anterior indica que hubo una fuerte variación en los tamaños de presa consumidos entre años (principalmente invertebrados). Las presas menores a los 100 g

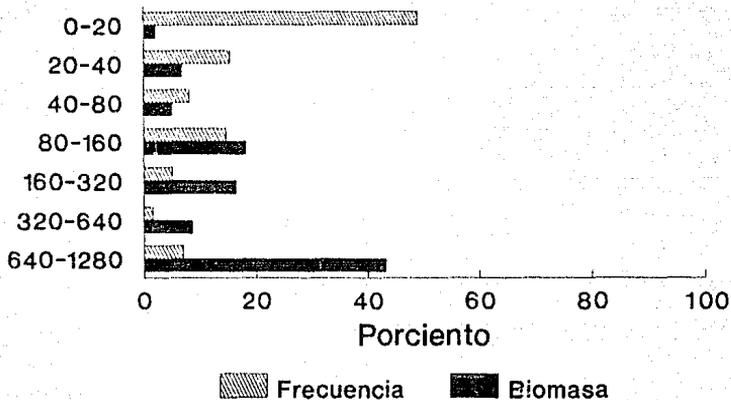
representaron un promedio de 25% de la biomasa ingerida para ambos años.

Buteo jamaicensis. No se encontraron diferencias significativas en el consumo de presas de diferente talla entre años ($\chi^2 = 9.84$; 5 g.l.; $p > 0.05$). Sin embargo, el aporte de biomasa por las diferentes tallas fue diferente ($\chi^2 = 2797.2$; 5 g.l.; $p < 0.01$).

B. jamaicensis consumió más frecuentemente presas de $\leq 1-20$ g (invertebrados) y superiores a 80 g (mamíferos) (Figuras 25 y 26). Los máximos aportes en biomasa los hicieron las presas de tallas superiores a los 320 g (mamíferos). En 1985, los reptiles de talla 160-320 g hicieron un aporte importante (25%). El radio de presas ($P < > 100$) fue aproximadamente de 1:1 para ambos años. Las presas menores a los 100 g representaron un promedio de 12% de la biomasa ingerida para ambos años.

Cathartes aura. Esta ave consumió principalmente animales de $\leq 1-20$ g (invertebrados) y superiores a 80 g (reptiles y mamíferos) (Figura 27). Los máximos aportes en biomasa los hicieron vertebrados mayores a los 160 g (reptiles y mamíferos). El radio de presas ($P < > 100$) fue aproximadamente 1:1. Las presas mayores a los 100 g representaron más del 90% de la biomasa ingerida por **C. aura**.

Tamaños de presa Buteo swainsoni 1985



1986

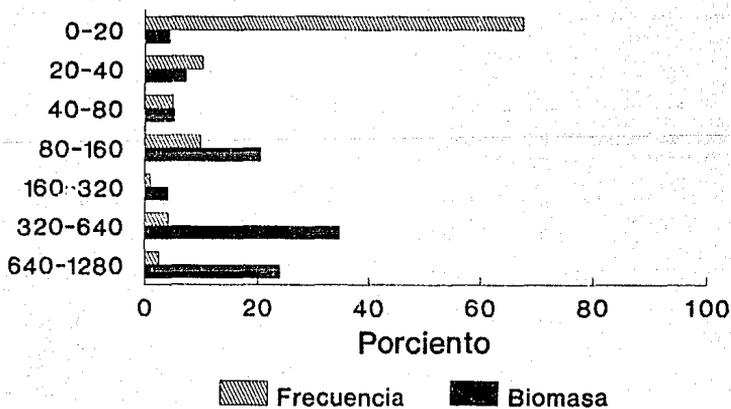
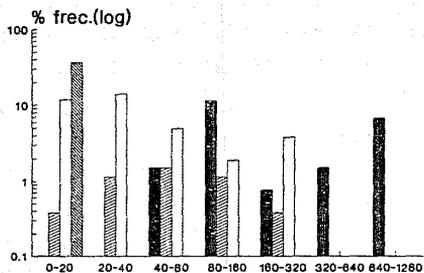
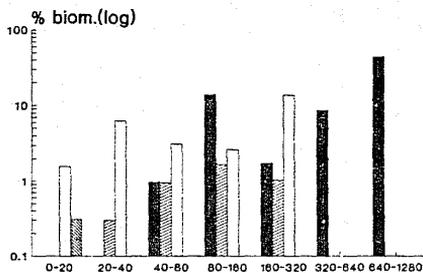


Figura 23. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de *B. swainsoni*.

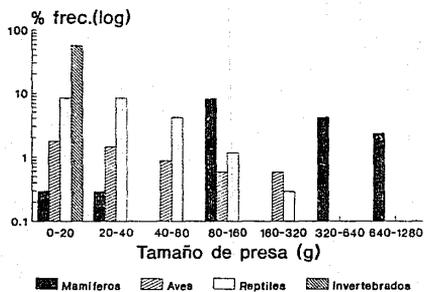
Tamaño de presa por grupo
Buteo swainsoni 1985



Biomasa aportada por grupo
Buteo swainsoni 1985



1986



1986

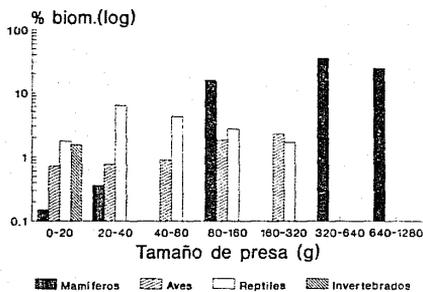
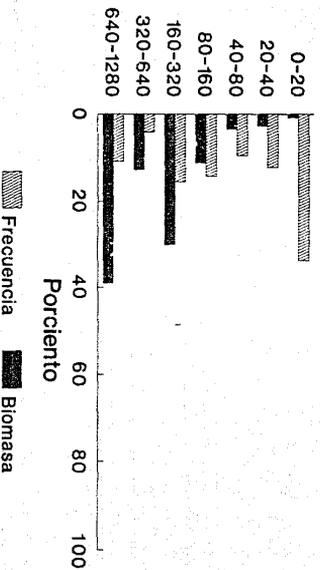


Figura 24. Aporte de los diferentes grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de *B. swainsoni*.

Tamaños de presa Buteo jamaicensis 1985



1986

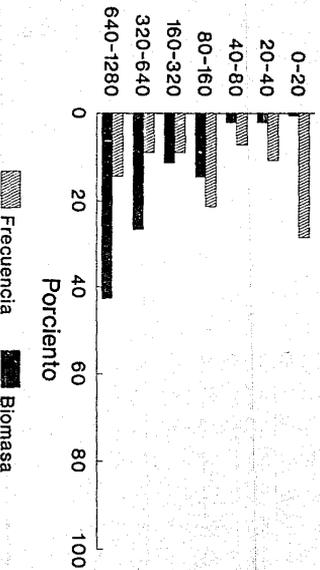


Figura 25. Aporte de las categorías de tamaño de presa en número y biomasa a la dieta de *B. jamaicensis*.

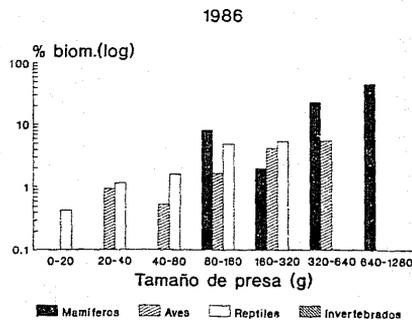
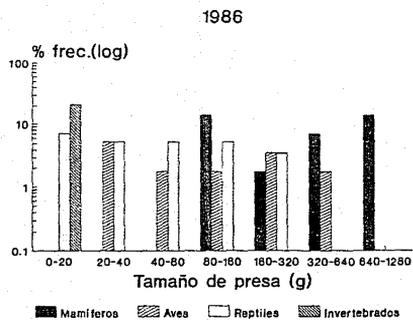
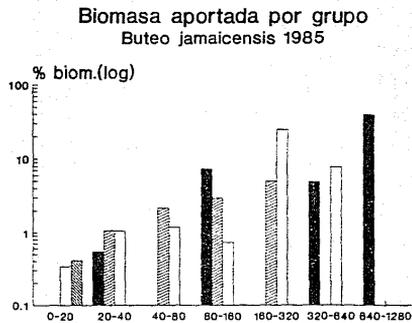
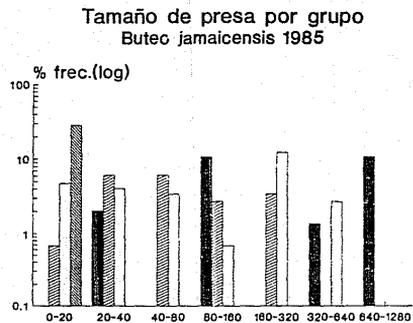


Figura 26. Aporte de los diferentes grupos faunísticos a las categorías de tamaño de presa en número y biomasa en la dieta de B. jamaicensis.

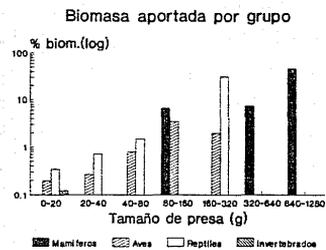
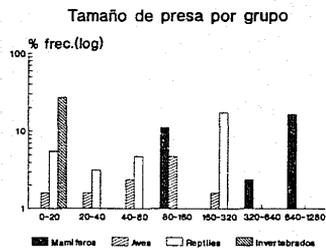
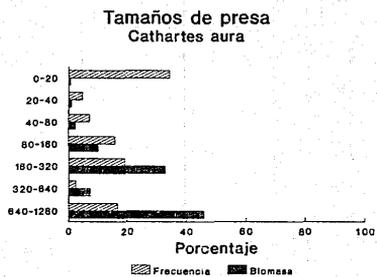


Figura 27. Dieta de *C. aura*. Se consideran los tipos y tamaños de presa y los aportes de los grupos faunísticos.

Tamaño Medio de Presa (MPS)

El MPS de Bubo virginianus fue diferente entre años ($t = 24.45$; 700 g.l.; $p < 0.01$; Cuadro 9). Estas diferencias en los MPS se debieron a una menor depredación de lagomorfos en 1986 y a un mayor consumo de pequeños mamíferos.

El MPS de Speotyto cunicularia en el área fue diferente entre años ($t = 20.01$; 3541 g.l.; $p < 0.01$), debido a una mayor depredación de invertebrados en 1986.

El MPS de Tyto alba en el área fue de 48.53 ± 20.99 g en 1986.

El MPS de Buteo swainsoni fue diferente entre años ($t = 22.57$; 604 g.l.; $p < 0.01$), por una menor depredación de culebras de tamaño grande y un mayor consumo de invertebrados en 1986.

El MPS de Buteo jamaicensis fue diferente ($t = 8.25$; 406 g.l.; $p < 0.01$), como consecuencia de una mayor depredación sobre presas de 320 g en el grupo de los mamíferos en 1986.

El MPS de Cathartes aura fue de 286.5 ± 56.39 g en 1985.

Diversidad trófica (H') y Amplitud del nicho trófico (B)

B. virginianus. La diversidad trófica calculada para la frecuencia de presas por grupo faunístico (H'_{frec}) fue significativamente diferente entre años (Cuadro 10), siendo mayor la diversidad de presas en 1985. La H'_{biom} (diversidad trófica en relación a los aportes de biomasa) fue similar entre años (Cuadro 10). La H'_{biom} y su respectiva J , disminuyeron como consecuencia de los altos valores de biomasa aportada por pocas especies-presa en su dieta.

Cuadro 9. Resumen de los tamaños medios de presa (MPS) consumidos por las diferentes aves rapaces de Mapimí y el número medio de presas que aparecieron en las egagrópilas en 1985 y 1986.

	Nº presas/egagrópila	MPS
<u>Bubo virginianus</u>		
1985	4.04 ± 2.03	176.58 ± 40.05
1986	5.32 ± 3.74	114.23 ± 24.73
<u>Speotyto cunicularia</u>		
1985	11.91 ± 11.38	7.80 ± 4.07
1986	11.83 ± 6.95	5.23 ± 2.47
<u>Tyto alba</u>		
1986	3.25 ± 1.48	48.53 ± 20.99
<u>Buteo swainsoni</u>		
1985	6.02 ± 3.27	145.54 ± 33.80
1986	6.29 ± 3.55	91.73 ± 24.79
<u>Buteo jamaicensis</u>		
1985	4.80 ± 3.31	236.90 ± 86.43
1986	3.25 ± 1.53	318.31 ± 94.24
<u>Cathartes aura</u>		
1985	4.48 ± 2.17	286.50 ± 56.39

La B fue similar en ambos años, aunque mayor en 1986: B. virginianus fue relativamente generalista en su dieta.

Para los tamaños de presa, la H'_{frec} y la H'_{biom} fueron similares entre años (Cuadro 11). Sus valores fueron relativamente bajos, puesto que únicamente dos de los rangos de tamaño fueron los más frecuentemente consumidos y sólo dos de los grupos le aportaron la mayor proporción de biomasa (Figura 18). Los valores de J de ambas H' indican una equirepartición relativamente alta en los índices de depredación sobre la mayoría de los grupos, excepto el alto índice mostrado sobre uno de los grupos (tallas 0-20 g), y el alto aporte de biomasa dado por uno o dos de los otros grupos. Este mismo aspecto se reflejó en los valores de la B'_{frec} y la B'_{biom} .

Speotyto cunicularia. La H'_{frec} y la H'_{biom} fueron similares entre años (Cuadro 10). La equirepartición J fue moderada, lo que indica que la mayoría de las presas tuvieron índices de depredación similares, aunque más alto en algunos. En promedio la H'_{biom} y su J tuvieron valores altos, lo que indica que un número alto de especies-presa contribuyeron con una biomasa similar en su dieta. El valor de B fue menor en 1986: S. cunicularia puede considerarse como una especie relativamente especialista en su dieta, con una tendencia al oportunismo, sobre todo en aquellas especies de mayor abundancia estacional (invertebrados).

La H'_{frec} y de H'_{biom} fueron similares entre años para el tamaño de presa (Cuadro 11). El valor de H'_{frec} fue bajo, dado que

prácticamente sólo uno de los rangos de tamaño fue el que soportó más depredación ($\leq 1-20$ g) (Figura 20). Los valores de H'_{biom} muestran que los tamaños de presa contribuyeron proporcionalmente a la biomasa ingerida por la especie, tal como lo indica su J respectiva. Los valores de B'_{frec} y B'_{biom} fueron relativamente altos, indicando que este búho fue capaz de cazar presas de diversas tallas.

Tyto alba. Los valores de H'_{frec} y H'_{biom} fueron relativamente bajos, dado que la lechuza se alimentó básicamente de pequeños roedores. Los valores de J de ambos índices fueron relativamente moderados, lo que indica que los índices de depredación fueron similares (aunque depredó más sobre algunos en particular), y que la biomasa total fue aportada por pocas especies-presa. El valor de B fue bajo por lo que T. alba puede considerarse como una especie relativamente especialista en mamíferos pequeños.

La H'_{frec} y H'_{biom} para los tamaños de presa fueron relativamente moderados, lo que indica un consumo de pocas especies-presa, con una baja equirepartición en los índices de depredación (Figura 22). En relación a la B'_{frec} se observó que el espectro de consumo en los tamaños de presa fue pobre, pero la B'_{biom} indicó que el aporte de la biomasa total se dió por presas de diferente tamaño.

Buteo swainsoni. La H'_{frec} Y la H'_{biom} fueron similares entre años (Cuadro 10). Los valores de H'_{frec} indicaron que este falconiforme tuvo una dieta poco diversa. La J en ambos años fue moderada. La H'_{biom} Y su respectiva J disminuyeron como consecuencia de los altos valores de biomasa aportada por pocas especies-presa en su dieta. La B fue similar en ambos años. Los valores de B fueron relativamente altos: B. swainsoni fue una especie relativamente generalista en su dieta.

En relación a los tamaños de presa, la H'_{frec} fue significativamente diferente entre años (Cuadro 11), siendo más diverso el consumo de tamaños de presa en 1985. Sus valores mostraron que esta aguililla depredó sobre prácticamente todos los tamaños de presa considerados (Figura 23). La H'_{biom} fue similar entre años y se observó que el aporte de biomasa fue proporcional por casi todos los tamaños de presa.

Buteo jamaicensis. La H'_{frec} Y la H'_{biom} fueron significativamente diferentes entre años (Cuadro 10). La diversidad de presas consumidas en 1985, fue superior a la de 1986, así como la biomasa que le aportaron las presas. La J indicó que la depredación fue similar para las principales especies-presa. Los valores de H'_{biom} y su J , fueron de moderados a bajos, lo que indicó que sólo algunas especies-presa contribuyeron con una biomasa significativa en su dieta. La B , fue superior para 1985, aunque en 1986 sus valores fueron también altos: Esta ave utilizó un amplio rango de especies-

presa en su alimentación, por lo que puede ser considerado como un generalista moderado.

La H'_{frec} y la H'_{biom} para los tamaños de presas fueron similares entre años (Cuadro 11). Los valores de H'_{frec} fueron moderadamente altos, ya que una gran variedad de presas de todos los tamaños fue consumido por B. jamaicensis (Figura 25). La H'_{biom} mostró que varios tamaños de presa fueron importantes en el aporte de la biomasa total ingerida. Las B'_{frec} y B'_{biom} fueron altas, indicando que este halcón fue capaz de cazar presas de todas las tallas, las cuales contribuyeron de una manera significativa en la biomasa ingerida.

Cathartes aura. La H'_{frec} y la B , fueron relativamente altos (Cuadro 10), lo cual indica que un número considerable de especies fue consumido en todos los grupos zoológicos. En promedio, la H'_{biom} y J fueron relativamente bajas, lo que indica que pocas presas contribuyeron a la biomasa ingerida. Estas proporciones deben depender de las tasas de mortalidad anual de las presas. C. aura puede considerarse una especie generalista y oportunista en su dieta, lo cual indudablemente se debe a su condición de especie carroñera.

Los valores de H'_{frec} y de B'_{frec} para el tamaño de presa indican que el aura se alimentó de animales de todos los tamaños (Figura 27; Cuadro 11).

Cuadro 10. Diversidad trófica (H') y amplitud del nicho trófico (B) de las diferentes aves rapaces de Mapimí en 1985 y 1986. La diversidad H' frec. se basa en la frecuencia de cada especie-presa consumida (p_i); la H' biom. se basa en el aporte de biomasa hecho por cada especie-presa (p_i) a la dieta general. La H' fмам. y la H' bmam. se refieren a los mismos términos expresados para H' frec. y H' biom. respectivamente, pero considerando únicamente las especies-presa de los mamíferos. Las pruebas de t para las H' 's se encuentran en la sección de Apéndices.

	BV		SC		TA	BS		BJ		CA
	85	86	85	86	86	85	86	85	86	85
H' frec.	2.95	3.29	2.35	2.13	1.85	2.38	2.26	2.99	2.52	2.54
J	0.78	0.81	0.61	0.62	0.72	0.71	0.68	0.87	0.85	0.78
H' biom.	1.95	2.44	3.15	3.08	1.84	1.80	1.62	2.00	1.59	1.73
J	0.42	0.60	0.68	0.89	0.72	0.54	0.49	0.58	0.54	0.53
B	13.55	15.61	8.03	5.45	4.89	7.15	6.22	14.70	9.26	8.43
H' fмам.	1.84	1.84	1.80	1.63	1.43	0.87	0.93	1.02	0.99	
J	0.69	0.63	0.64	0.65	0.62	0.48	0.51	0.56	0.50	
H' bmam.	1.12	1.30	1.79	1.85	1.06	0.67	0.59	0.65	0.71	
J	0.42	0.44	0.64	0.74	0.62	0.37	0.32	0.36	0.36	
Bmam.	5.60	5.05	5.11	4.49	3.61	2.13	2.22	2.47	2.36	

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

Cuadro 11. Diversidad trófica (H') en relación al tamaño de las presas consumidas por las rapaces en 1985 y 1986. La diversidad H' frec. se basa en la frecuencia de cada categoría de tamaño de presa (p_i); la H' biom. se basa en el aporte de biomasa hecho por cada categoría de tamaño (p_i) a la dieta general. La B se refiere al espectro de categorías de tamaño consideradas como potencialmente utilizadas por los depredadores. Las pruebas de t para las H 's se encuentran en la sección de Apéndices.

	BV		AC		TA	BS		BJ		CA
	85	86	85	86	86	85	86	85	86	85
H'frec.	1.48	1.36	0.24	0.17	1.25	1.51	1.13	1.78	1.82	1.69
J	0.76	0.69	0.12	0.08	0.64	0.77	0.58	0.91	0.93	0.86
H'biom.	1.45	1.50	1.44	1.32	1.58	1.58	1.63	1.49	1.43	1.31
J	0.74	0.77	0.74	0.67	0.81	0.81	0.83	0.76	0.73	0.67
Bfrec.	3.10	2.75	1.09	1.06	2.57	3.35	2.07	5.11	5.54	4.68
Bbiom.	3.34	3.70	3.71	2.63	4.13	3.82	4.29	3.65	3.46	2.99
N _o de categorías de t.p. más utilizadas > 10%	3	3	1	1	3	3	2	5	4	4

* t.p. = tamaños de presa; se consideraron 7 categorías para todas las especies

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

Uso del hábitat

Aunque no se hicieron estudios de radiotelemetría que pudieran haber ofrecido información más precisa, los resultados presentados aquí se basan en observaciones directas, que pueden dar una idea global y general de las actividades de cada una de las rapaces en Mapimí.

B. virginianus centró sus actividades en los cerros y en las bajadas (superior e inferior) (94%), aunque también fueron observados cazando en la playa (6%) (n= 30 observaciones). Tanto en la bajada como en la playa fueron registrados sobre todo cerca de zonas con mezquital.

S. cunicularia centró sus actividades principalmente en las playas, sobre todo en áreas cercanas a zonas de Hilaria, Prosopis y Larrea (100%) (n= 50 observaciones).

B. swainsoni forrajeó principalmente en las zonas adyacentes a los lomeríos (33%) y en las extensas zonas de playa (67%) (n= 77 observaciones).

B. jamaicensis forrajeó principalmente en las zonas adyacentes a los cerros y lomeríos (bajada) (80%), donde se encuentra la mayor variedad y riqueza de especies-presa. Frecuentemente se le vió forrajeando, y en tránsito por todos los ambientes, inclusive en las dunas (n= 45 observaciones).

C. aura forrajeó en todas las unidades topográficas y a lo largo de todas las asociaciones vegetales. Sin embargo, se observaron más frecuentemente forrajeando en la playa (75%) y en la bajada (17%) (n= 100 observaciones).

Características de los sitios de anidación

B. virginianus, C. aura y B. jamaicensis anidaron preferentemente en zonas de relieve (cerros). En estas áreas, dichas rapaces se encontraron estrechamente asociadas y anidando a distancias muy cercanas unas de otras, en especial en el Cerro San Ignacio, Cerro Cuevas, Cerros Torrecillas, Cerros Corona, e inclusive en el Espinazo del Diablo, que es una formación pedregosa muy estrecha (Cuadro 12). La asociación entre los nidos de las especies se debió a que los cerros están circunscritos a áreas pequeñas de la Reserva. Dada esta limitada área de circunscripción de los cerros en Mapimí y dadas sus preferencias por anidar en ellos, las características alrededor de los sitios de anidación (distancia a pequeños ranchos, a cuerpos de agua, a brechas y a poblados) de B. virginianus, de C. aura y parte de los de B. jamaicensis fueron muy similares (Cuadro 12). Inclusive, la vegetación circundando los sitios de anidación fue similar ($\chi^2 = 3.36$; 2 g.l.; $p > 0.05$; Cuadro 13). Por otro lado, la ubicación de los ranchos y los cuerpos de agua permanente (creados por actividad humana), es primordialmente aledaña a las áreas montañosas.

S. cunicularia y B. swainsoni anidaron preferentemente en las zonas de playa. Ambas especies se distribuyeron de manera regular en áreas con diferentes asociaciones vegetales: coincidieron más en áreas con la asociación Prosopis y Larrea, aunque en baja proporción ($\chi^2 = 27.66$; 4 g.l.; $p < 0.01$; Cuadro 13). Mientras S. cunicularia anidó preferentemente en zonas con vegetación de Prosopis-Hilaria, B. swainsoni lo hizo en zonas con Prosopis-Larrea

Cuadro 12. Características de los sitios de anidación de la comunidad de rapaces en 1985 y 1986. Todas las distancias se midieron en km.

	Altitud msnm	Distancia Nido ¹	Distancia cuerpo agua	Distancia a brecha	Distancia a rancho ²	Distancia a poblado ³
<u>Bubo virginianus</u>						
1985 (n = 7)						
Rango	1125-1200	1.8-12.5	.6-6.6	.16-2.5	.7-5.0	5.0-25.0
Media	1167.14	5.09	4.14	0.85	2.60	13.45
SD	26.75	4.19	2.78	0.70	1.47	6.31
1986 (n = 8)						
Rango	1122-1200	.05-12.5	.5-6.6	.66-2.5	1.3-5.0	10.0-25.0
Media	1163.86	2.88	3.77	0.98	3.06	15.62
STD	30.18	3.77	2.82	0.60	1.41	6.22
<u>Buteo swainsoni</u>						
1985 (n = 13)						
Rango	1100-1160	1.0-5.0	1.0-11.6	.05-2	5.3-13.3	11.6-25.0
Media	1129.23	2.36	5.79	0.46	8.50	19.55
STD	20.49	1.30	3.67	0.56	2.08	5.18
1986 (n = 13)						
Rango	1100-1160	1.6-5.0	1.2-11.6	.1-2.16	4.2-11.6	11.6-25.0
Media	1130.67	2.43	6.88	0.40	7.34	19.18
STD	20.08	0.89	3.17	0.53	1.87	4.20
<u>Buteo jamaicensis</u>						
1985 (n = 6)						
Rango	1135-1215	.6-5.3	1.6-6.6	.30-2	1.6-13.3	10.8-25.0
Media	1170.83	3.05	3.58	0.70	5.27	14.72
STD	26.16	2.26	1.81	0.60	3.97	4.83
1986 (n = 8)						
Rango	1135-1215	.6-6.6	.15-6.6	.30-1	1.6-7.5	10.83-15
Media	1163.75	2.87	3.22	0.60	5.31	14.06
STD	25.18	1.97	1.91	0.26	2.14	4.61
<u>Cathartes aura</u>						
1985 (n = 6)						
Rango	1125-1165	.06-12.5	1.0-9.2	.30-.4	.83-1.6	10.8-11.0
Media	1156.17	2.20	2.39	0.37	0.97	10.78
STD	14.63	4.61	3.03	0.05	0.31	0.36
1986 (n = 11)						
Rango	1150-1190	.07-1.0	1.8-4.6	.40-1	1.50-4.5	10.8-25.0
Media	1161.82	0.29	2.54	0.67	2.30	12.87
STD	13.83	0.34	0.86	0.22	0.90	3.93

1- Se midió la distancia al nido más cercano (de la misma especie).

2- Se midió la distancia a pequeños ranchos.

3- Se midió la distancia a poblados grandes.

y Prosopis-Fouquieria-Yucca. Finalmente, mientras S. cunicularia coloca sus nidos en madrigueras, B. swainsoni lo hace en yucas y mezquites. Los nidos de S. cunicularia y B. swainsoni no se ubicaron muy cercanos unos de otros, y mientras S. cunicularia puede anidar en áreas cercanas a actividades humanas (poblados), B. swainsoni rehuye toda cercanía con estas actividades (Cuadro 12). Si sus nidos son continuamente perturbados por actividades humanas, sobre todo durante el período de incubación, pueden abandonar el nido. Uno de sus nidos, conteniendo 2 huevos, colocado a \pm 40 m de una brecha, con circulación de vehículos regular, fue abandonado por los padres, pues suspendía la incubación al paso de los vehículos.

Cuadro 13. Porcentaje de los nidos de la comunidad de aves rapaces, asociados a los tipos de vegetación mencionados, de acuerdo a las plantas dominantes. Se consideran los nidos asociados a la vegetación en ambos años. BV, Bubo virginianus; SC, Speotyto cunicularia; TA, Tyto alba; BS, Buteo swainsoni; BJ, Buteo iamaicensis; CA, Cathartes aura

	Vegetación dominante alrededor de los nidos			
	<u>Prosopis-Larrea</u>	<u>Prosopis-Hilaria</u>	<u>Prosopis-Fouquieria-Yucca</u>	<u>Larrea-Fouquieria-Agave-Opuntia</u>
BV	18.2	0.0	0.0	81.8
SC	19.4	50.0	0.0	27.8
BS	47.6	9.5	38.1	4.8
BJ	25.0	8.3	0.0	66.7
CA	0.0	0.0	0.0	100.0

La Comunidad

Frecuencia y biomasa de presas

En general, los mamíferos fueron la base de la dieta de la comunidad de rapaces estudiadas del desierto de Mapimí (Figura 28), puesto que los valores de biomasa aportados por este grupo para todas las rapaces rebasó el 50% de la biomasa total ingerida por cada especie. Sin embargo, el grupo de los reptiles aportó una proporción considerable de la biomasa total ingerida por especie, a excepción de Tyto alba, para quien los mamíferos representaron casi completamente todo el aporte de su biomasa total (Figura 28).

La frecuencia con que las presas de los diferentes grupos fueron consumidas muestra la preferencia de casi todas ellas por consumir mamíferos, excepto Speotyto cunicularia. El grupo de los reptiles e invertebrados fueron frecuentemente consumidos por todas las rapaces, excepto por T. alba. Los reptiles fueron especialmente consumidos por Buteo jamaicensis y Buteo swainsoni. Los invertebrados fueron consumidos principalmente por S. cunicularia. Cathartes aura, por ser una especie carroñera, consumió todo tipo de presas, pero su mayor biomasa la aportaron mamíferos, como lagomorfos, ardillas y el ganado bovino, y los reptiles.

Las rapaces de Mapimí depredaron sobre los grupos de presas de manera diferente ($G = 1766.28$; 12 g.l.; $p < 0.01$; Figura 28). C. aura fue excluido de este análisis, así como de todos los análisis de alimentación posteriores donde se compara la comunidad, ya que

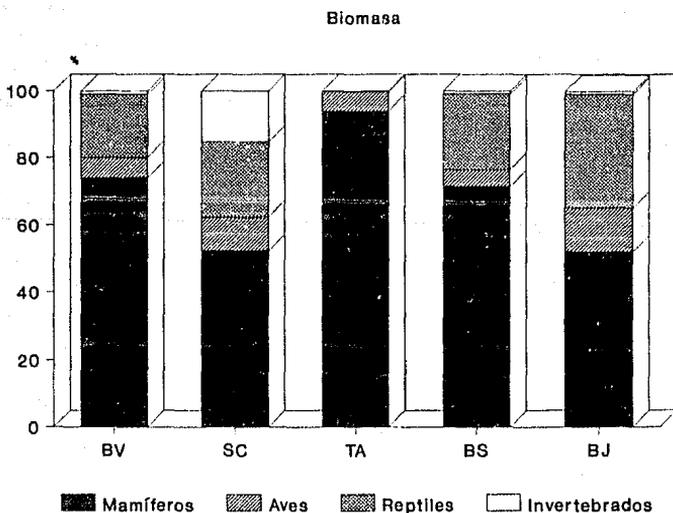
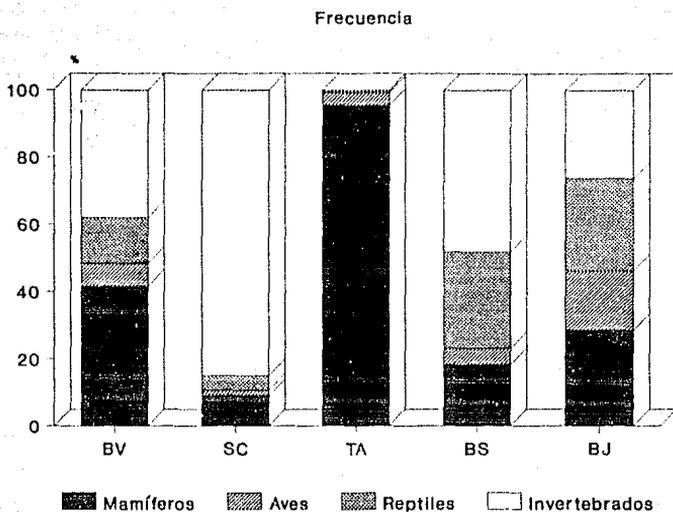


Figura 28. Comparación de la dieta de la comunidad de rapaces en 1985-1986. Se excluye a *Cathartes aura* debido a sus hábitos carroñeros. BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*.

al ser una especie carroñera, no se aplican las comparaciones con especies cazadoras.

La biomasa obtenida de las presas pertenecientes a los distintos grupos zoológicos fue diferente para cada rapaz ($G = 10,739.1$; 12 g.l.; $p < 0.01$; Figura 28). Lo anterior indica que las rapaces de Mapimí consumieron presas de diferente tipo y tamaño en diferente proporción. Speotyto cunicularia se separó completamente de todas las demás rapaces estudiadas, tanto en la frecuencia con que depredó sobre los diferentes grupos faunísticos, como en la biomasa que le aportaron.

Si comparamos la frecuencia con que fueron consumidas las presas más importantes de las rapaces nocturnas y diurnas de Mapimí, se observó una clara separación. Así, en el grupo de las rapaces nocturnas (Cuadro 14), la separación se dió principalmente por el consumo diferente en las presas del grupo de mamíferos e invertebrados. Las aves fueron ocasionales para los 3 búhos ($G = 636.88$; 42 g.l.; $p < 0.01$). Las presas más importantes por aporte de biomasa para B. virginianus fueron lagomorfos (Lepus y Sylvilagus), la rata de campo (Neotoma) y algunas culebras (Pituophis y Masticophis); para S. cunicularia los lagomorfos jóvenes, algunos pequeños roedores y ortópteros; y para T. alba los roedores. Como se puede observar, se denotó una clara separación tanto en las especies-presa más consumidas por cada búho, como en las presas que les aportaron mayor biomasa. Al comparar la frecuencia con que aparecieron en la dieta de los búhos las especies-presa de mamíferos más consumidos (que es el grupo que

aporta más biomasa), se encontraron también diferencias significativas ($G_{frec} = 532.31$; 18 g.l.; $p < 0.01$; $G_{biom} = 41,909.3$; 40 g.l.; $p < 0.01$).

Al comparar las especies-presa más importantes para las rapaces diurnas (Cuadro 15), tanto B. jamaicensis como B. swainsoni consumieron frecuentemente lagomorfos, ardillas (Spermophilus) y coleópteros. Sin embargo, B. jamaicensis consumió también culebras (Pituophis y Masticophis), mientras que B. swainsoni principalmente lacertilios (Phrynosoma y Sceloporus) y ortópteros. Las aves fueron de mayor importancia, sobre todo para B. jamaicensis. Las diferencias entre las presas principales fueron altamente significativas ($G_{frec} = 143.30$; 15 g.l.; $p < 0.01$). Aunque ambas rapaces recibieron más del 50% de la biomasa ingerida de los lagomorfos y ardillas, las diferencias en la biomasa aportada por las presas fueron significativas ($G_{biom} = 9243.4$; 15 g.l.; $p < 0.01$). Mientras que las culebras y lacertilios le aportaron a B. jamaicensis 19% y 2.5% de la biomasa respectivamente, a B. swainsoni le aportaron 8% y 10%, respectivamente.

Riqueza específica de las presas en la dieta

En relación a los Strigiformes, se observó que para B. virginianus y S. cunicularia el número de especies-presa por cada uno de los grupos consumidos fue alto y proporcional, en tanto que para T. alba el número total de especies-presa se centró, básicamente, en los mamíferos (Cuadro 16). En relación a los Falconiformes, el número de especies-presa por grupo consumido fue

Cuadro 14. Comparación de la proporción media en el consumo de las presas más importantes y universales para las rapaces nocturnas estudiadas en Mapimí, Durango en 1985-1986.

	SC		BV		TA	
	frec.	biom.	frec.	biom.	frec.	biom.
Mamíferos						
Lagomorfos						
<u>(Lepus, Sylvilagua)</u>	0.24	14.03	8.18	40.70	0.75	4.84
<u>Mus musculus</u>	0.36	1.20	0.00	0.00	32.80	10.16
<u>Spermophilus</u>	1.06	11.50	3.50	3.50	0.00	0.00
<u>Dipodomys</u>	0.69	3.90	3.90	1.50	0.75	1.29
<u>Peroognathus</u>						
<u>penicillatus</u>	2.00	4.70	4.50	0.70	0.00	0.00
<u>Peromyscus</u>	1.20	4.20	2.90	0.70	3.73	1.07
<u>Reithordontomys</u>	0.33	0.97	0.31	0.06	19.40	3.47
<u>Neotoma</u>	0.09	1.62	11.90	21.00	5.23	18.86
<u>Sigmodon</u>	0.13	1.35	1.22	1.74	21.64	39.30
Otros mamíf.	2.96	8.41	5.16	3.67	11.22	17.12
Aves	2.01	12.25	6.73	7.74	3.73	5.92
Reptiles						
<u>Sceloporus</u>	1.38	2.72	0.92	0.12	0.75	0.16
<u>Phrynosoma</u>	0.45	3.20	0.81	0.30	0.00	0.00
<u>Masticophis</u>	0.44	2.79	2.91	6.43	0.00	0.00
<u>Pituophis</u>	0.18	1.01	3.55	6.30	0.00	0.00
Otros reptiles	1.58	9.94	5.35	5.46	0.00	0.00
Invertebrados						
Scorpiones	7.66	3.02	5.10	0.61	0.00	0.00
Arachnida	6.03	1.19	1.64	0.10	0.00	0.00
Solifugae	3.67	0.73	0.36	0.12	0.00	0.00
Coleoptera	20.43	2.03	11.34	0.05	0.00	0.00
Orthoptera	27.90	6.30	6.90	0.15	0.00	0.00
Otros invert.	19.19	4.12	12.70	0.03	0.00	0.00

SC, *Speotyto cunicularia*; BV, *Bubo virginianus*; TA, *Tyto alba*

Cuadro 15. Comparación del consumo de las presas más importantes y universales para las rapaces diurnas estudiadas en Mapimi, Durango en 1985-1986. Se presentan las proporciones de la frecuencia y la biomasa para ambos años.

	BJ		BS	
	frec.	biom.	frec.	biom.
Mamíferos				
Lagomorfos				
<u>(Lepus, Sylvilagus)</u>	15.57	50.10	7.83	55.41
<u>Spermophilus</u>	12.55	7.77	10.21	14.81
Otros mamíf.	3.13	5.17	1.01	1.63
Aves	16.58	12.29	5.08	5.73
Reptiles				
<u>Cophosaurus</u>	0.68	0.24	1.52	0.84
<u>Sceloporus</u>	6.27	0.50	9.59	1.53
<u>Phrynosoma</u>	4.70	1.10	11.07	6.25
<u>Cnemidophorus</u>	2.80	0.90	3.00	2.50
<u>Masticophis</u>	6.15	7.71	1.91	3.90
<u>Pituophis</u>	5.62	11.26	1.24	4.07
Otras culebras	1.79	1.40	1.28	2.83
Otros reptiles	0.01	1.68	0.01	0.04
Invertebrados				
Solifugae	0.68	0.001	0.29	0.01
Coleoptera	14.45	0.02	26.80	0.22
Orthoptera	4.15	0.05	13.50	0.53
Otros invert.	5.62	0.18	6.41	0.18

BJ, *Buteo jamaicensis*; BS, *Buteo swainsoni*

Cuadro 16. Riqueza específica de las presas consumidas por las rapaces de Mapimí, de acuerdo al grupo faunístico.

	BV		SC		TA	BS		BJ		CA
	85	86	85	86	86	85	86	85	86	85
Riqueza específ. mamíferos	14	18	16	12	10	6	6	6	7	4
Riqueza específ. aves	15	14	9	9	3	10	8	13	7	10
Riqueza específ. reptiles	8	10	12	8	1	11	9	9	5	9
Nº grupos invert.	18	11	22	19	0	10	10	8	4	9

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*;
BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

similar para cada especie, siendo los reptiles y las aves los grupos con mayor número de especies-presa.

Tamaños de presa

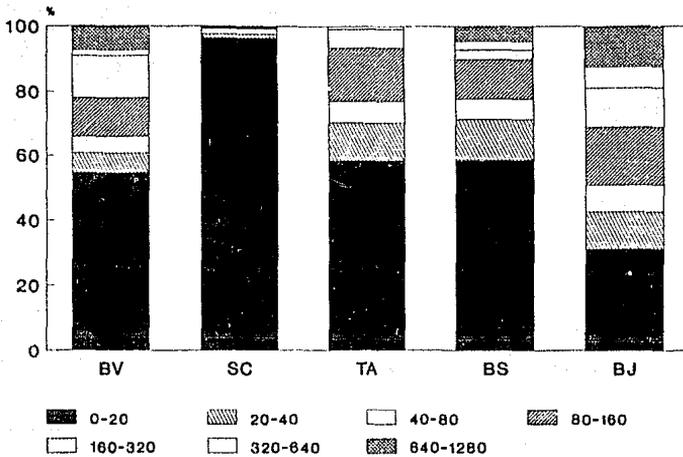
Las rapaces de Mapimí capturaron diferentes tamaños de presa ($G = 11,093.85$; 24 g.l.; $p < 0.01$; Figura 29). Al hacer comparaciones entre pares de especies, se encontró una clara separación del consumo de las categorías de tamaño de presa entre todas las rapaces. La biomasa aportada por los diferentes tamaños de presa fue por lo mismo diferente entre todas ellas (Figura 29).

Al comparar los tamaños medios de presa (MPS), se encontraron diferencias que segregaron claramente a las rapaces de Mapimí (Figura 30).

Diversidad de especies-presa (H')

Los valores de la diversidad trófica (H'_{frec}) fueron relativamente similares para todas las rapaces estudiadas, excepto para T. alba, que tuvo los valores más bajos (Cuadro 10). En general, los valores más altos de H' y J los presentaron B. virginianus y B. jamaicensis, que consumieron un mayor número de especies-presa con índices de depredación similares. Sin embargo, la diversidad de presas consumidas por B. virginianus fue significativamente superior a la de todas las demás aves rapaces (pruebas de t para H' ; Apéndice 19). S. cunicularia presentó mayor diversidad de presas que B. swainsoni y B. jamaicensis, pero fue similar a T. alba. Los valores de H' de B. swainsoni, B.

Frecuencia



Biomasa

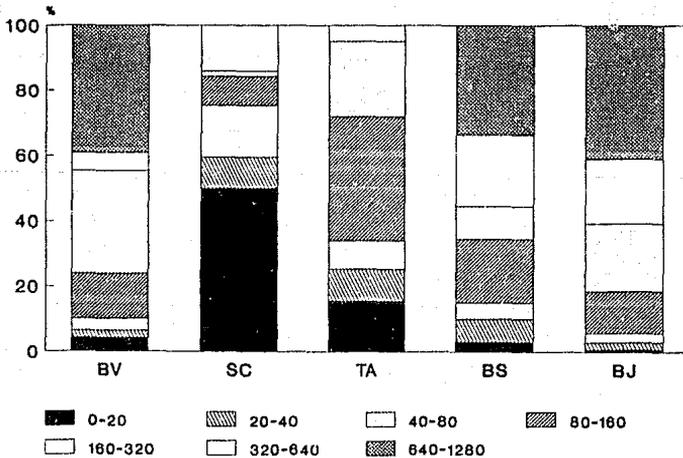
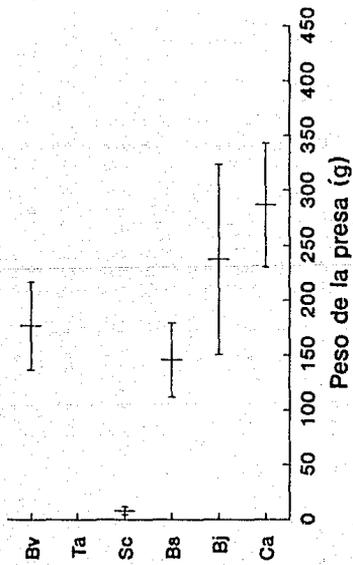


Figura 29. Comparación de las presas consumidas y de la biomasa aportada en la dieta de las rapaces de acuerdo a los tamaños de presa. BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*.

Tamaño medio de presa
1985



Tamaño medio de presa
1986

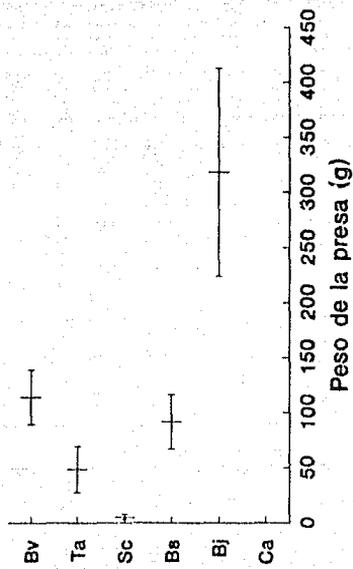


Figura 30. Comparación de los tamaños medios de presa (MPS) de la comunidad de rapaces.

jamaicensis y T. alba fueron similares, pero B. jamaicensis presentó la J más alta; es decir, estas rapaces tuvieron una diversidad trófica relativamente moderada, con una repartición en los índices de depredación de moderados a altos.

Considerando la H' para el grupo de los mamíferos, la mayor diversidad de presas consumidas se presentó en las rapaces nocturnas mientras que fue menor para las diurnas (Cuadro 10).

Si consideramos la H' en relación a los aportes de biomasa (H'_{biom}) (Cuadro 10), se observa que S. cunicularia presentó la mayor diversidad; es decir, un número mayor de especies-presa le aportaron biomasa similar, en relación a las otras rapaces (pruebas de t para H' ; Apéndice 20). Las demás rapaces no difirieron significativamente en sus H'_{biom} .

La H' para los tamaños de presa consumidos por cada rapaz fue diferente para todas las especies, excepto para los pares de especies donde se comparan B. virginianus, B. jamaicensis y B. swainsoni, para quienes fue similar (pruebas de t para H' ; Apéndice 21). Es decir, prácticamente todas las rapaces estudiadas de Mapimí tuvieron una diversidad de tamaños de presa diferente. Sin embargo, la diversidad en los aportes de biomasa por cada tamaño de presa fue similar prácticamente para la dieta de todas las rapaces (pruebas de t para H' ; Apéndice 22). Las únicas diferencias se debieron a B. swainsoni en 1986, cuando su diversidad de presas fue menor, disminuyendo su tamaño de presa significativamente. Tanto las rapaces diurnas como nocturnas tuvieron valores de H' bajos para los tamaños de presa, ya que todas ellas depredaron

básicamente sobre 3-4 de las diferentes categorías consideradas. La J fue asimismo similar para ellas: de moderada (T. alba, B. swainsoni) a alta (B. virginianus, B. jamaicensis, C. aura). S. cunicularia tuvo un valor de J bajo como resultado de su mayor porcentaje de depredación sobre una sola categoría.

Amplitud del nicho trófico (B)

La especie de búho con un rango de especies-presa (recursos) explotadas superior fue Bubo virginianus, seguido de Speotyto cunicularia con un valor intermedio y de Tyto alba con uno bajo (Cuadro 10). Es decir, B. virginianus y S. cunicularia son especies generalistas, mientras que T. alba es un especialista en relación a las presas explotadas. El rango de recursos utilizados por Buteo jamaicensis es mayor al de Buteo swainsoni, sin embargo el valor de B es muy similar entre ambos. A pesar de la mayor riqueza trófica en algunos de los grupos consumidos por B. swainsoni, sus valores de B fueron relativamente más bajos que los de B. jamaicensis. Cathartes aura muestra una B intermedia, como resultado del oportunismo de comer carroñas, lo cual depende de las tasas de mortalidad de las especies.

Si se analiza el valor de B únicamente para los mamíferos, nuevamente las rapaces nocturnas muestran los mayores valores de B_{mamif} .

Los valores más altos de B correspondieron a B. virginianus en ambos años, como resultado del alto número de especies-presa en el grupo de los mamíferos, aves e invertebrados; fueron también

relativamente altos para B. jamaicensis (por las aves y reptiles), e intermedios para S. cunicularia y B. swainsoni (por el número de especies de invertebrados, reptiles y pequeños mamíferos); para C. aura fue moderado, y el más bajo valor de *B* correspondió a T. alba debido a sus preferencias por pequeños mamíferos (Cuadro 10).

Los valores de *B* para los tamaños de presa fueron más altos en las rapaces diurnas que en las nocturnas (Cuadro 11), lo cual indicó un mayor uso de diferentes categorías de tamaños de presa, tal vez motivado por el menor número de especies-presa en los grupos energéticamente rentables (mamíferos). S. cunicularia es el búho con el valor menor de *B*, como resultado de su mayor depredación sobre el grupo de los invertebrados.

Sobreposición trófica y del hábitat

Schoener (1974) encontró que las dimensiones del nicho ecológico más importantes en el reparto de recursos entre especies simpátricas son el hábitat, el alimento y el espacio. Sin embargo, los recursos que han sido más comúnmente analizados para calcular la sobreposición entre especies simpátricas son el alimento y el espacio (Krebs 1989). Jaksic (1982) encontró que el factor tiempo no es adecuado para utilizarse en las rapaces como una diferencia en el nicho ecológico, porque no reduce correctamente la sobreposición trófica entre las rapaces diurnas y nocturnas. Por ello, en este trabajo se analizaron únicamente la sobreposición en las dietas y en el hábitat utilizado para anidar por las rapaces, pero se discute sobre las diferencias en estos dos factores basados

en los tiempos de actividad de las presas principales.

***O_{ij}* alimento**

La mayor sobreposición de la dieta en 1985 se presentó entre C. *aura* y las demás especies, excepto S. *cunicularia* (Cuadro 17). Esta sobreposición se reduce casi completamente si consideramos que C. *aura* es una especie básicamente carroñera, en tanto las demás rapaces depredan sobre animales vivos. Por ello, C. *aura* se eliminó de todos estos análisis. Entonces, las especies que tuvieron mayor sobreposición fueron las rapaces diurnas: B. *swainsoni* y B. *jamaicensis*. B. *virginianus* tuvo una sobreposición alta con B. *swainsoni* y B. *jamaicensis* (Cuadro 17), pero las diferencias en las presas principales de cada rapaz parecen reducir la sobreposición del nicho trófico (Cuadros 14 y 15). S. *cunicularia* presentó los valores más bajos de sobreposición con las demás especies debido a sus preferencias por el consumo de invertebrados. Por el contrario, en 1986, S. *cunicularia* presentó una sobreposición significativa en su dieta con B. *virginianus* y B. *swainsoni*, debido a la mayor coincidencia en el consumo de especies-presa de invertebrados en sus dietas. Nuevamente en 1986, B. *swainsoni* y B. *jamaicensis* presentaron un valor significativo de sobreposición (Cuadro 17). En este año que se analizó la dieta de T. *alba*, sus valores de sobreposición fueron los más bajos registrados con todas las especies, pero en especial con los otros búhos.

Los valores de sobreposición de la comunidad están por debajo del valor de significancia biológica. Este valor disminuyó en 1985

Cuadro 17. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las seis especies de aves rapaces de la Reserva de la Biosfera de Mapimi, basados en la frecuencia de las presas consumidas.

1985					
	SC	BV	BJ	BS	CA
SC	--	0.471	0.306	0.371	0.296
BV		--	0.699	0.659	0.715
BJ			--	0.734	0.890
BS				--	0.824
CA					--
Media	0.361	0.636	0.657	0.647	0.681

*Sobreposición de la comunidad = 0.596

*Sobreposición de la comunidad sin CA = 0.539

1986					
	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	0.615	0.047	0.436	0.853
BV		--	0.135	0.491	0.417
TA			--	0.052	0.022
BJ				--	0.677
BS					--
Media	0.488	0.415	0.064	0.414	0.492

*Sobreposición de la comunidad = 0.375

*Sobreposición búhos = 0.265

SC, *Speotyto cunicularia*; BV, *Bubo virginianus*; TA, *Tyto alba*;
BJ, *Buteo jamaicensis*; BS, *Buteo swainsoni*; CA, *Cathartes aura*

(0.539), al eliminar los valores de C. aura por su nula sobreposición real. Por otro lado, la sobreposición entre la comunidad de búhos fue muy baja.

Si consideramos en los análisis únicamente las especies que se estudiaron los dos años consecutivos (B. virginianus, S. cunicularia, B. jamaicensis y B. swainsoni), la sobreposición de la comunidad sigue teniendo un valor no significativo (0.53 en 1985 y 0.58 en 1986). Es decir, que la inclusión en los análisis de una especie más de rapaz nocturna disminuyó considerablemente el valor de sobreposición de la sub-comunidad, pero en general la sobreposición no fue biológicamente significativa. Ello indica que las especies no se sobreponen en el nicho trófico.

Los porcentajes de similitud (Cuadro 18) muestran claramente que las especies más similares en sus dietas (eliminando a C. aura) fueron B. jamaicensis y B. swainsoni en 1985 y 1986, con B. virginianus y B. jamaicensis teniendo un porcentaje significativo en 1985, y con S. cunicularia y B. swainsoni teniéndolo en 1986. La similitud en las dietas de estas dos especies en 1986, se debieron a un mayor consumo de invertebrados (ortópteros y coleópteros) por B. swainsoni y de algunos reptiles por S. cunicularia.

En relación a la biomasa que fue aportada por las presas, en 1985 existió una alta sobreposición en la biomasa consumida, prácticamente a partir de las mismas presas (Cuadro 19). En 1986, no fueron los mismos tipos de presa los que aportaron la biomasa ingerida por las diferentes rapaces. Únicamente se solaparon los pares Bubo virginianus-Buteo jamaicensis, Bubo virginianus-Buteo

Cuadro 18. Matriz del porcentaje de similitud (P_{jk}) de presas de las seis especies de aves rapaces de la Reserva de la Biosfera de Mapimí.

1985					
	SC	BV	BJ	BS	CA
SC	--	43	32	27	26
BV		--	62	49	49
BJ			--	63	74
BS				--	67
CA					--

1986					
	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	52	10	29	62
BV		--	17	37	35
TA			--	7	6
BJ				--	59
BS					--

Cuadro 19. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las cinco especies de aves rapaces basada en la biomasa aportada por las presas.

1985					
	SC	BV	BJ	BS	
SC	--	0.688	0.726	0.801	
BV		--	0.895	0.940	
BJ			--	0.919	
BS				--	
Media	0.738	0.841	0.847	0.887	

*Sobreposición de la comunidad = 0.828

1986					
	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	0.511	0.203	0.561	0.545
BV		--	0.386	0.943	0.736
TA			--	0.137	0.122
BJ				--	0.972
BS					--
Media	0.455	0.644	0.212	0.653	0.594

*Sobreposición de la comunidad = 0.512

*Sobreposición búhos = 0.367

Cuadro 20. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las cuatro especies de aves rapaces estudiadas en 1985, basados en los diferentes tamaños de presa capturados (0-20, 20-40, 40-80, 80-160, 160-320, 320-640, 640-1280 g). El cuadro a) se refiere a las sobreposiciones en relación al tamaño de presas capturados (frecuencia). El cuadro b) a las sobreposiciones en relación a la biomasa aportada por cada categoría de tamaño de presa. En c) se observa el porcentaje de similitud (p_{jk}) por tamaños de presa capturados entre pares de especies.

a)

1985

	SC	BV	BJ	BS
SC	--	0.931	0.775	0.907
BV		--	0.946	0.971
BJ			--	0.944
BS				--
Media	0.871	0.949	0.888	0.941

*Sobreposición de la comunidad = 0.912

b)

1985

	SC	BV	BJ	BS
SC	--	0.162	0.173	0.221
BV		--	0.995	0.964
BJ			--	0.945
BS				--
Media	0.185	0.707	0.704	0.710

*Sobreposición de la comunidad = 0.576

c)

1985

	SC	BV	BJ	BS
SC	--	57	37	53
BV		--	81	85
BJ			--	82
BS				--

Cuadro 21. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las cinco especies de aves rapaces estudiadas en 1986, basados en los diferentes tamaños de presa capturados. El cuadro a) se refiere a las sobreposiciones en relación al tamaño de presas capturados (frecuencia). El cuadro b) a las sobreposiciones en relación a la biomasa aportada por cada categoría de tamaño de presa. En c) se observa el porcentaje de similitud (p_{jk}) por tamaños de presa capturados entre pares de especies.

a)

1986

	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	0.941	0.939	0.775	0.977
BV		--	0.982	0.680	0.970
TA			--	0.850	0.985
BJ				--	0.802
BS					--
Media	0.908	0.893	0.939	0.777	0.933

*Sobreposición de la comunidad = 0.890

b)

1986

	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	0.201	0.498	0.155	0.309
BV		--	0.625	0.773	0.572
TA			--	0.375	0.515
BJ				--	0.899
BS					--
Media	0.290	0.543	0.503	0.550	0.574

*Sobreposición de la comunidad = 0.492

c)

1986

	SC	BV	TA	BJ	BS
SC	--	59	60	31	70
BV		--	88	68	81
TA			--	70	84
BJ				--	61
BS					--

SC, *Speotyto cunicularia*; BV, *Bubo virginianus*; TA, *Tyto alba*;
 BJ, *Buteo jamaicensis*; BS, *Buteo swainsoni*; CA, *Cathartes aura*

swainsoni y Buteo swainsoni-Buteo jamaicensis. Es de notar que entre las rapaces nocturnas no existió sobreposición alguna, lo cual se puede explicar por los tamaños de presa sobre los que depredaron.

Los tamaños de presa consumidos por las rapaces de Mapimí se solaparon ampliamente en todas las especies en ambos años (Cuadros 20 y 21). Sin embargo, la biomasa aportada por las diferentes categorías de tamaño de presa, difirió únicamente para S. cunicularia en ambos años, por su elevado consumo de invertebrados. T. alba tuvo una sobreposición significativa únicamente con B. virginianus, por los pequeños roedores consumidos. Sin embargo al analizar los porcentajes de sobreposición, varios pares de rapaces superan el 60% de similitud.

O_{ij} hábitat

Las rapaces estudiadas en Mapimí colocaron sus nidos en unidades fisiográficas diferentes en 1985 y 1986 ($x^2_{1985} = 63.17$; 8 g.l.; $p < 0.01$; $x^2_{1986} = 63.07$; 8 g.l.; $p < 0.01$; Cuadro 22). B. virginianus y C. aura anidaron en la misma unidad fisiográfica, los cerros; mientras que S. cunicularia y B. swainsoni coincidieron en una buena proporción en la playa. B. jamaicensis se sobrepuso en cierta proporción con B. virginianus y C. aura en los cerros, y con B. swainsoni y S. cunicularia en la bajada y en la playa. Asimismo, los sustratos de anidación fueron diferentes entre las especies en ambos años (Cuadro 23).

Cuadro 22. Unidades fisiográficas donde se localizaron los nidos de las diferentes rapaces estudiadas en la Reserva de la Biosfera de Mapimí en 1985 y 1986.

1985										
	BV ²		AC		BS		BJ		CA	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Playa	0	-	29	100.0	10	76.9	1	16.7	0	-
Cerro	6	100.0	0	-	0	-	4	66.1	6	100.0
Bajada	0	-	0	-	3	23.1	1	16.7	0	-
Total	6		29		13		6		6	

1986										
	BV		AC		BS		BJ		CA	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Playa	0	-	23	100.0	11	84.6	2	22.2	0	-
Cerro	8	100.0	0	-	0	-	5	55.6	10	100.0
Bajada	0	-	0	-	2	15.4	2	22.2	0	-
Total	8		23		13		9		10	

² Tecolote cornudo Bubo virginianus, BV; lechucita de madrigueras Speotyto cunicularia, SC; aguililla puntas negras Buteo swainsoni, BS; halcón cola-roja Buteo jamaicensis, BJ; aura común Cathartes aura, CA.

Cuadro 23. Sustratos donde fueron colocados los nidos de las rapaces en 1985 y 1986.

	1985									
	BV		AC		BS		BJ		CA	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Cerro										
alta	6	100.0	0	-	0	-	0	-	1	16.7
baja	0	-	0	-	0	-	0	-	5	83.3
cantil	0	-	0	-	0	-	4	66.6	0	-
Estructuras										
arbóreas										
Mezquite	0	-	0	-	6	46.1	1	16.7	0	-
Yuca	0	-	0	-	5	38.5	1	16.7	0	-
Ocotillo	0	-	0	-	1	7.7	0	-	0	-
Junco	0	-	0	-	1	7.7	0	-	0	-
Madrigueras	0	-	29	100.0	0	-	0	-	0	-
TOTAL	6		29		13		6		6	

	1986									
	BV		SC		BS		BJ		CA	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Cerro										
alta	6	75.0	0	-	0	-	0	-	4	40.0
baja	2	25.0	0	-	0	-	0	-	6	60.0
cantil	0	-	0	-	0	-	3	33.3	0	-
Estructuras										
arbóreas										
Mezquite	0	-	0	-	9	69.2	5	55.6	0	-
Yuca	0	-	0	-	3	23.1	1	11.1	0	-
Ocotillo	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Junco	0	-	0	-	1	7.7	0	-	0	-
Madrigueras	0	-	23	100.0	0	-	0	-	0	-
TOTAL	8		23		13		9		10	

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

Existió una sobreposición significativa en la utilización de sustratos de anidación entre algunas de las rapaces de Mapimí (Cuadro 24): en 1985 B. virginianus y B. jamaicensis tuvieron una alta sobreposición, si se considera la partición de la colocación de los nidos únicamente en la parte alta y baja de los cerros; sin embargo, si se considera que B. jamaicensis anidó en la parte alta de los cerros en cantiles y B. virginianus en cuevas o relices, no existe sobreposición alguna.

En 1986, B. virginianus se sobrepuso significativamente en los sitios de anidación (parte alta y baja de los cerros) a B. jamaicensis y a C. aura (Cuadro 24). Nuevamente, si consideramos que B. jamaicensis anidó únicamente en cantiles, en realidad no existió sobreposición con las otras dos especies, que prefirieron tanto los relices como las cuevas. Las diferencias entre B. virginianus y C. aura en los sitios de anidación se dieron primero a nivel del sitio en el cerro (alta y baja; $x^2 = 25.06$; 1 g.l; $p < 0.01$); y por otro lado, B. virginianus pareció elegir los relices en función de la inaccesibilidad a cualquier depredador terrestre (pendientes pronunciadas, incomunidado a posibles veredas, protección de matorrales), en tanto C. aura colocó sus nidos en cualquier saliente, aparentemente sin importar la accesibilidad a él por un depredador. De hecho, 2 de los nidos de C. aura fueron depredados por mamíferos medianos.

De acuerdo a los valores de O_{ij} , B. jamaicensis y B. swainsoni presentaron una sobreposición elevada en los sustratos de anidación. Sin embargo, una prueba de x^2 denotó la existencia de

diferencias significativas en sus preferencias para anidar ($\chi^2_{1985} = 104.37$; $\chi^2_{1986} = 46.69$; 3 g.l; $p < 0.01$). Estas dos especies, que tuvieron la mayor sobreposición trófica entre las rapaces diurnas, presentaron diferencias significativas tanto en las unidades fisiográficas donde se ubicaron sus nidos, como en los sustratos de anidación, en ambos años. B. jamaicensis anidó tanto en cantiles como en estructuras arbóreas (sobre todo mezquite), mientras que B. swainsoni exclusivamente sobre estructuras arbóreas (principalmente mezquite y yuca). Aunque S. cunicularia y B. swainsoni se solaparon ampliamente en las unidades fisiográficas, S. cunicularia anidó en madrigueras abandonadas de mamíferos y reptiles, en tanto B. swainsoni en estructuras arbóreas.

Cuadro 24. Matriz de sobreposición de los sustratos de anidación de las cinco especies de rapaces, basados en las categorías de cerro (parte alta y baja, cantil), estructuras arbóreas (mezquite, yuca, junco, ocotillo) y madrigueras.

1985

	SC	BV	BJ	BS	CA
SC	--	0.000	0.000	0.000	0.000
BV		--	0.948	0.000	0.197
BJ			--	0.327	0.000
BS				--	0.000
CA					--
Media	0.000	0.286	0.318	0.082	0.049

*Sobreposición de la comunidad = 0.147

1986

	SC	BV	BJ	BS	CA
SC	--	0.000	0.000	0.000	0.000
BV		--	0.870	0.000	0.789
BJ			--	0.851	0.870
BS				--	0.000
CA					--
Media	0.000	0.415	0.648	0.213	0.415

*Sobreposición de la comunidad = 0.423

DISCUSION

Las especies estudiadas corresponden exclusivamente a aquellas que se reproducen en el Bolsón de Mapimí. Al inicio del estudio se presentó la alternativa de realizar un monitoreo de todas las especies de rapaces reproductoras en la zona, pero debido a las características del área de estudio, a las distancias que había que recorrer diariamente y por cuestiones logísticas, se optó por reducir el número de especies estudiadas. Esta decisión fue tomada considerando que se obtendría información más completa sobre las especies diurnas y nocturnas más importantes, pues se revisaría un mayor número de nidos y de una manera más intensa. Asimismo, se consideró el hecho de que estarían representados los guilds tróficos más importantes de las rapaces del desierto en este estudio. Las especies no estudiadas aquí, a pesar de tener sus zonas de reproducción en el área de la Reserva, fueron aquellas que tienen un área territorial muy grande (como el águila real) o que son reproductores no muy abundantes en el área de estudio (como el halcón mexicano).

Las especies

Bubo virginianus. En Mapimí, es una especie común, cuya fenología reproductiva coincide con la reportada para su distribución en Norte América, sin tendencias latitudinales ni longitudinales evidentes (Bent 1938, McInville y Keith 1974, Adamcik et al. 1978, Bosakowski et al. 1989). Las parejas reproductoras estuvieron

separadas por distancias menores a las reportadas en otros estudios (Smith 1969), lo cual al parecer está relacionado a la carencia de áreas de anidación adecuadas en Mapimí. Es probable que las parejas reproductoras anidando tan cerca unas de otras tengan áreas de caza distintas, como Smith (1969) encontró, mediante estudios de radiotelemetría, en otra región. En estudios realizados en zonas boscosas, se han registrado de 5 a 24 parejas reproductoras en 160 km² (McInville and Keith 1974, Adamcik et al. 1978). En otras zonas, como en el centro de Utah, U.S.A., con un matorral desértico, se han encontrado 16 parejas reproductoras en un área de 1170 km² (Smith y Murphy 1979), mientras que en otras regiones se han encontrado desde 1 par/km² hasta 1 par/13.7 km² (Craighead y Craighead 1956). Estas diferencias en las densidades de B. virginianus parecen relacionarse, sobre todo, con la disponibilidad de presas, pero también con los sitios adecuados para anidar.

El tamaño medio de la puesta fue ligeramente inferior a los reportados en regiones norteñas de Norte América, donde éstos parecen disminuir de norte a sur (Canadá 2.4-3.1, Adamcik et al. 1978; Utah 2.4, Smith y Murphy 1979; por regiones ver Henny 1972). El porcentaje de éxito de los nidos en Mapimí (93.7% en promedio) fue alto y superior al reportado para otras poblaciones (80% en Utah, Smith y Murphy 1979; 79% en Colorado, Anderson 1990, 78% New Jersey, Bosakowski et al. 1989; en general, 75-82% en EUA, Henny 1972). La productividad de la especie en Mapimí fue alta, similar o superior a la reportada en muchas otras regiones, donde puede variar de 1.14 a 2.0 jóvenes/nido (Tyler y Saetveit 1969, Henny

1972, McInvaille y Keith 1974, Murray 1976, Smith y Murphy 1979, Bosakowski et al. 1989). Aunque la productividad en Mapimí fue similar a la reportada en otros estudios, la mortalidad desde huevo a volantón es aproximadamente entre un 5% y un 15% superior a la de Mapimí.

B. virginianus se alimentó en Mapimí principalmente de mamíferos, como lo hace en la mayor parte de su distribución (Craighead y Craighead 1956, Tyler y Saetveit 1969, Smith y Murphy 1973, 1979, Martí 1974, Adamcik et al. 1978, Bosakowski et al. 1989, Anderson 1990). Su consumo de aves fue bajo comparado con otras áreas (Petersen 1979, Bosakowski y Smith 1992). Sin embargo, a diferencia de otros biomas de América, en el desierto de Mapimí diversificó su dieta hacia un consumo alto de invertebrados (insectos, arácnidos), a pesar de la disponibilidad de presas energéticamente más rentables (lagomorfos) (Hiraldo et al. 1983, Donázar et al. 1989). Donázar et al. (1989) sugieren que la alta diversidad de especies-presa y el mayor espectro en los tamaños de presa sobre los que B. virginianus depredó en Mapimí, pueden deberse, entre otros factores, al tamaño del búho, ya que la subespecie de Mapimí es menor que las otras razas del norte. Así, mientras que un tamaño pequeño puede disminuir las capacidades para capturar presas de tamaño grande, este mismo tamaño puede permitir menores requerimientos energéticos, que pueden ser cubiertos por especies-presa de biomasa pequeña. Estos autores encontraron una mayor diversidad de presas en la dieta de B. virginianus de las áreas desérticas de México, en comparación a las poblaciones de

Norte América.

Pero por otro lado, B. virginianus apareció como un generalista, que puede utilizar todo el espectro de presas de una región, por lo que el incremento en su diversidad trófica en Mapimí puede ser un efecto de la disponibilidad y variedad de presas de la región.

Speotyto cunicularia. En Mapimí es una especie relativamente abundante. Su abundancia varía en otras regiones desde 8/1 km² hasta 1/58 km², dependiendo sobre todo de la disponibilidad de madrigueras y de la densidad de sus depredadores (Coulombe 1971, Gleason y Johnson 1985). Su fenología reproductiva correspondió con los reportes para la especie en diferentes regiones de Norte América (Bent 1938, Coulombe 1971, Martin 1973, Rich 1984, Green y Anthony 1989, Schmutz et al. 1991). El éxito de los nidos fue ligeramente superior al reportado en California y Oregon (Thomsen 1971, Green y Anthony 1989). Asimismo, la productividad fue similar a la población residente de California, pero menor que la migratoria de Nuevo Mexico (Thomsen 1971, Martin 1973), concordando con la hipótesis de Martin (1973), que propone que las poblaciones migratorias de S. cunicularia tienen un mayor éxito reproductivo que las poblaciones residentes. El tamaño de puesta no se registró en Mapimí, porque habría sido necesario destruir las madrigueras, pero Bent (1938) reporta tamaños de puesta normales de 7 a 9 huevos. Murray (1976) calculó el tamaño de puesta en 6.48 huevos/nido. Ello indica que la mortalidad desde la etapa de huevo

a volantón es alta. Aunque no están bien documentadas las razones de la alta mortalidad a nivel de nido, y por ende, la baja productividad de S. cunicularia, en Mapimí se debió principalmente al abandono de los nidos por los padres. Este abandono fue por causas desconocidas.

Se observó una clara tendencia de S. cunicularia por anidar en las "playas", conteniendo la asociación vegetal de Prosopis-Hilaria. Esta tendencia se correlacionó positivamente con el éxito reproductivo de la especie (Rodríguez-Estrella y Ortega-Rubio 1993). En esta unidad de vegetación es donde se encuentran distribuidas gran cantidad de madrigueras de mamíferos y de la tortuga del desierto, madrigueras que pueden ser útiles para S. cunicularia. Como en casi toda su distribución, S. cunicularia depredó principalmente sobre pequeñas presas, pequeños mamíferos e insectos (Thomsen 1972, Jaksic y Marti 1981, Schmutz *et al.* 1991), las cuales fueron especialmente abundantes en la asociación Prosopis-Hilaria (Barbault y Halffter 1981; Grenot y Serrano 1981, Rodríguez-Estrella datos no publicados). Es decir, la preferencia de S. cunicularia por anidar en este tipo de asociación vegetal parece verse favorecida por la disponibilidad de madrigueras, por la disponibilidad de presas y por el número de perchas (ya que caza principalmente desde perchas; Jaksic y Carothers 1985).

Al contrario de lo que sucede en otras regiones del norte, S. cunicularia no anidó en situación colonial o semi-colonial en Mapimí (Bent 1938, Coulombe 1972, Martin 1973, Green y Anthony 1989). La regularidad en el espaciamiento entre nidos pareció

deberse a la alta disponibilidad de madrigueras en este desierto, así como a la abundancia de presas.

Tyto alba. Es una especie residente en Mapimí, que utilizó básicamente norias o pozos secos para anidar. Esta lechuza se alimentó en Mapimí principalmente de mamíferos pequeños, como sucede en casi toda su área de distribución (Herrera 1974, Herrera y Jaksic 1980, Henry 1982, Marks y Marti 1984, Colvin y McLean 1986, Campbell et al. 1987, Marti 1988, Tiranti 1992). Las preferencias de T. alba han sido discutidas por varios autores, ya que a pesar de tener la capacidad de capturar presas de mediano a gran tamaño, prefiere las pequeñas (Herrera 1974, Campbell et al. 1987, Kotler et al. 1988, Marti 1988). En Mapimí, se comportó de manera oportunista, pues consumió presas de pequeño a mediano tamaño. Asimismo, algunas de sus presas denotaron sus hábitos nocturnos (por ejemplo, la tuza Thomomys).

Buteo swainsoni. Es una especie común, que en otras regiones de Norte América inicia la puesta en tiempos muy similares a los de Mapimí (Bednarz 1988, Smith y Murphy 1973, Woffinden y Mosher 1979, Dunkle 1977, Gilmer y Stewart 1984). Se ha encontrado que B. swainsoni arriba a sus territorios al menos un mes antes de que ocurra la puesta de huevos (Bendire 1892, citado en Dunkle 1977).

El número de nidos por km² en varias regiones de Norte América varía entre 0.032 a 0.079 (Craighead y Craighead 1956, Dunkle 1977, Fitzner 1978, Gilmer y Stewart 1984), siendo la densidad de nidos

en Mapimí de las más altas reportadas. Thiollay (1981) encontró en 1979 once nidos en un área similar a la muestreada en este trabajo, con lo que calculó una densidad de 8 a 10 km² por pareja reproductora. En 1985 y 1986 se encontró una pareja por cada 13.3 y 18 km². Al parecer, la densidad de parejas de B. swainsoni puede variar entre años. Por otro lado, debido a que no se han hecho hasta la fecha estudios de radiotelemetría en Mapimí, no es posible dar ni el tamaño de territorio ni su ámbito hogareño. Los datos de Thiollay (1981) en este sentido carecen de precisión, pues sus técnicas para calcular estos parámetros son inadecuadas. El ámbito hogareño de la especie se ha calculado en un promedio de 886 ha (Bechard 1982) y 980 ha (Fitzner 1978).

El tamaño medio de puesta en Mapimí fue ligeramente inferior al 2.2-2.4 huevos/nido reportado en otras áreas (Dunkle 1977, Fitzner 1978, Bednarz 1988). La productividad de la especie en Mapimí es de las más altas reportadas, aunque no difiere sustancialmente de la encontrada por otros autores, de entre 1.1-2.26 (Gilmer y Stewart 1984, Dunkle 1977, Fitzner 1978, Bechard 1980, Bednarz 1988), En estos estudios el número de jóvenes volantones por nido exitoso varió entre 1.19 y 2.0. El porcentaje de nidos exitosos en Mapimí (75%) es, junto con el de Nuevo Mexico (81%, Bednarz 1988) el más alto reportado para la especie (60% Dunkle 1977; 64% Gilmer y Stewart 1984). El porcentaje de reutilización del mismo nido entre año y año fue de 30.8%, aunque si se consideran más bien las áreas o sitios donde fueron construídos los nidos (es decir, construídos en estructuras cercanas al nido

utilizado el año anterior), el porcentaje de re-utilización de sitios se eleva a 55%. La re-utilización de nidos por esta especie no se encuentra bien documentada, aunque se ha observado en algunas áreas que son muy fieles a sus sitios de anidación año tras año (Fitzner 1978), y que la re-utilización de nidos puede variar entre años, de 42 a 77% (Gilmer y Stewart 1984). De cualquier manera, uno de los factores que influyeron para que su porcentaje de re-utilización de nidos no fuera elevado, fue que varios nidos fueron ocupados más temprano por parejas reproductivas del cuervo Corvus cryptoleucus. En 1986, se registraron 4 de los nidos (un 30.8%) conteniendo huevos del cuervo al momento en que llegaron los B. swainsoni. En dos de estos sitios, esta aguililla colocó sus nidos a \pm 100-200 m del nido original.

B. swainsoni prefiere las áreas con una baja cobertura vegetal arbustiva, pero con mayor cobertura de pastos y bajo porcentaje de suelo descubierto, donde sus presas principales pueden ser más fácilmente cazadas (Bechard 1982, Bednarz 1988). En Mapimí, sus nidos estuvieron comúnmente colocados en las zonas de playa, donde predominaba el pastizal de Hilaria, el mezquite Prosopis y palo adán Fouquieria. En estas áreas se encuentran sus presas principales (Barbault y Halffter 1981; Rodríguez-Estrella datos no publicados). Siendo principalmente un cazador activo (AS, Jaksic y Carothers 1985), esta ave aparentemente no necesita tanto los posaderos altos, aunque en Mapimí también fue registrado cazando desde perchas altas (inflorescencias de maguey, mezquites).

En Mapimí se alimentó de presas similares a las que consume a

lo largo de su distribución (Gilmer y Stewart 1984, Bednardz 1988, Ehrlich et al. 1988).

Buteo jamaicensis. Es una especie común, que nidificó particularmente en cerros, aunque también puede hacerlo en estructuras arbóreas de la bajada y de la playa. Se ha encontrado que dependiendo de las características del hábitat y de las asociaciones de las poblaciones de las presas que ello conlleva, diferentes hábitats podrán soportar densidades variables de B. jamaicensis. Así, se ha encontrado una variación de una pareja reproductiva por cada 1.3 a 24.9 km² e inclusive hasta 50 km² (McGovern y McNurney 1986, Springer 1980, en Johnsgard 1990). Su reproducción aparentemente inicia tardíamente en el norte de su distribución donde las poblaciones son migratorias (Alberta y Montana, McInville y Keith 1974, Restani 1991). Sin embargo, su cronología reproductiva en Mapimí es similar a las reportadas en otras áreas de Norte América (Vancouver, Runyan 1987; Wisconsin, Petersen 1979; North Dakota, Tyler y Saetveit 1969; Maryland, Janik y Mosher 1982; California, Wiley 1975; Arizona, Mader 1978; Johnsgard 1990). En áreas con un clima estable y una alta abundancia de presas todo el año, B. jamaicensis se reproduce todo el año (Santana y Temple 1988).

El tamaño medio de la puesta difirió de lo reportado en otras regiones (2.0-3.05 huevos/nido), siendo sin embargo relativamente menor en Mapimí (McInville y Keith 1974, Wiley 1975, Mader 1978, Smith y Murphy 1979, Janik y Mosher 1982, Santana y Temple 1988; un

rango de 2.0 a 2.9 en Norte América, Johnsgard 1990).

La productividad de la especie en Mapimí fue similar a la reportada en la mayor parte de su distribución (1.47-2.2 jóvenes/nido; Janes 1984a, McInville y Keith 1974, Wiley 1975, Smith y Murphy 1979, Janik y Mosher 1982, Mader 1978, Restani 1991; de 1.7 a 2.2 jóvenes/nido exitoso en su distribución, Johnsgard 1990). El porcentaje de nidos exitosos en Mapimí (70%) fue similar al reportado en la mayoría de lo observado en otros estudios (67%, Janik y Mosher 1982; 73.6%, Wiley 1975; 74%, Orians y Kuhlman 1956; 78 y 60%, Santana y Temple 1988; 81%, Mader 1978; 90%, Smith y Murphy 1979). El porcentaje de reutilización de nido entre año y año fue de 66.7%. Este porcentaje de re-utilización de nidos concuerda con lo reportado en la literatura (Johnsgard 1990), al parecer por su alta fidelidad a los sitios de anidación, sobre todo de los machos (Janes 1984b). El territorio de B. jamaicensis ha sido calculado entre 1.3 y 7 km²/pareja reproductora (Newton 1979).

La disponibilidad de presas parece ser un factor limitante en el éxito reproductivo de B. jamaicensis, pero también se ha encontrado una fuerte correlación entre su éxito reproductivo y la distribución y el número de perchas (Brown y Amadon 1968, Janes 1984a).

En Mapimí se alimentó sobre todo de mamíferos y reptiles, como en casi toda su distribución (Tyler y Saetveit 1969, McInville y Keith 1974, Knight y Erickson 1976, Mader 1978, Adamcik et al. 1979, Petersen 1979, Janik y Mosher 1982, Santana y Temple 1988, Hiraldo et al. 1991a, Restani 1991). En Mapimí este falconiforme

consumió principalmente presas de talla grande, que le redituaron una mayor biomasa. La variación en el tipo de presas muestra su generalismo y flexibilidad a los diferentes hábitats donde se presenta.

Cathartes aura. Es una especie común, que anidó básicamente en las áreas montañosas (cerros) de la región. El aura no es una especie territorial (Coleman y Fraser 1989, obs. pers.), por lo que aparentemente puede llegar a tener nidos muy cerca uno del otro, aunque este aspecto no ha sido estudiado en otras regiones. En Mapimí, las densidades fueron altas (1.85 nidos por km²) en promedio. No se encontró información disponible sobre densidades en otras regiones, pero según Bent (1938), Brown y Amadon (1968), Davis (1969) y Jackson (1983) C. aura tiende a anidar de manera solitaria y no se ha encontrado ningún registro en la literatura de nidos de aura que se encuentren cercanos unos de los otros. C. aura anidó en pequeñas colonias en Mapimí (o en una semicolonialidad), tal vez como un resultado de lo reducido de las áreas adecuadas para ubicar sus nidos (cerros pedregosos con salientes). En Mapimí se encontraron nidos separados por una distancia de 35 m en caras opuestas de un cerro de baja altura.

La fecha de la puesta en Mapimí coincide con las fechas reportadas para otras regiones de Norte América, especialmente para aquellas por debajo de la latitud 28° (ver la extensa recopilación de datos hecha por Jackson 1983). El período reproductivo se puede prolongar hasta el mes de septiembre-octubre, cuando los jóvenes

permanecen todavía en el área de los nidos. Aparentemente, debido al largo período del proceso de independencia y cuidado de los juveniles, el aura se reproduce cada 2 años (Jackson 1983). C. aura en Mapimí anidó únicamente en huecos debajo de rocas, en salientes y en pequeñas cuevas. La preferencia del aura por anidar exclusivamente en zonas rocosas y de monte en Mapimí, no concuerda con lo reportado a lo largo de su distribución, donde sólo 22% de los nidos totales reportados correspondieron a estas características (Jackson 1983). En la reserva, no utilizó ninguna estructura arbórea, a pesar de la alta mortalidad a nivel de huevo y pollo que se registró.

El tamaño medio de la puesta fue similar a lo reportado en Norte América, donde los tamaños medios se calculan en 2.0 (Jackson 1983). El porcentaje de éxito de los nidos en Mapimí (44% en promedio) fue menor al reportado en otras regiones (53% Ricklefs 1969, citado en Jackson 1983). La mortalidad fue muy alta, sobre todo a nivel de huevo, tal como se reporta para otras poblaciones de Norte América (Jackson 1983). No es posible comparar los datos de la productividad de C. aura en Mapimí con otras zonas, porque no se reporta esta información, pero si se hacen los cálculos a partir de la información que proporciona Jackson (1983) sobre la mortalidad y el número de pollos y nidos, se obtiene una productividad media aproximada de 0.7373 volantones/nido, lo cual es muy similar a lo encontrado en Mapimí. El porcentaje de reutilización del mismo sitio del nido del año anterior fue prácticamente nulo. Sin embargo, si consideramos que las parejas

colocaron sus nidos a escasos metros de donde se encontraba el nido el año anterior, la re-utilización de nidos sería de 80%, aunque se desconoce si fueron las mismas parejas año tras año porque no se anillaron las aves. Se ha calculado el ámbito hogareño promedio de C. aura en 37,072 ha (Coleman y Fraser 1989).

En Mapimí se alimentó de carroña de una manera oportunista, como en todo su rango geográfico, donde consume los cadáveres de prácticamente todos los grupos zoológicos (Yahner et al. 1986, Coleman y Fraser 1987, Thomaidis et al. 1989, Hiraldo et al. 1991). Aunque no aparecieron restos de coyote (Canis latrans) en las egagrópilas analizadas, en varias ocasiones encontré varios individuos de la especie alimentándose de cadáveres de coyotes adultos y juveniles. A diferencia de otras regiones donde el ganado representa una gran proporción en su dieta (Hiraldo et al. 1991_b), en Mapimí representó aproximadamente un 8%. Esto podría deberse a que en dicho año no hubo una gran mortandad de ganado. O bien, tal vez lo reducido de la muestra puede sesgar la información. La diversidad en los tamaños de presa del aura en Mapimí, puede verse promovida por la ausencia del más agresivo y social zopilote cabeza negra Coragyps atratus, el cual domina sobre C. aura en las áreas de simpatría, desplazándolo hacia el consumo de carroñas más pequeñas (lagomorfos, roedores) (Stewart 1978, Hiraldo et al. 1991_b, Franco 1984).

La Comunidad

La densidad de parejas reproductoras de las rapaces de Mapimí, parece haber permanecido estable en un período de 15 años, presentando ligeras variaciones (Thiollay 1981, este trabajo). Durante el estudio se registró una población de individuos solitarios y de parejas no reproductoras, las cuales se ha encontrado fungen como reemplazo para el caso de mortalidad de uno de los adultos o el abandono del área por los individuos de una pareja (ver Cuadro 3; Klomp 1972, Harvey *et al.* 1985). En el caso de C. aura, si se considera que se encontraron entre 10 y 15 parejas reproductivas y que se registraron entre 50 y 60 individuos en los dormideros, aproximadamente se estaría reproduciendo entre un 35%-50% de la población residente. C. aura es una especie que aparentemente se reproduce cada 2 años (Jackson 1983), por lo cual, probablemente, la proporción de individuos no reproductores de un año determinado se reproduce al siguiente año.

La densidad de parejas reproductoras parece correlacionarse negativamente con el tamaño del ave. La rapaz más pequeña, S. cunicularia, fue la especie más densa (Figura 31). Estas relaciones de abundancia han sido previamente estudiadas (Newton 1979), lo cual está en función directa de los requerimientos energéticos de los depredadores. Un ave pequeña podrá utilizar un mayor espectro de presas de pequeño tamaño que las rapaces grandes, que deberán utilizar presas más grandes para cubrir sus necesidades energéticas (Griffiths 1975, Newton 1979, Reynolds y Meslow 1984), aunque consuman presas pequeñas también. Por ello, las áreas de caza en

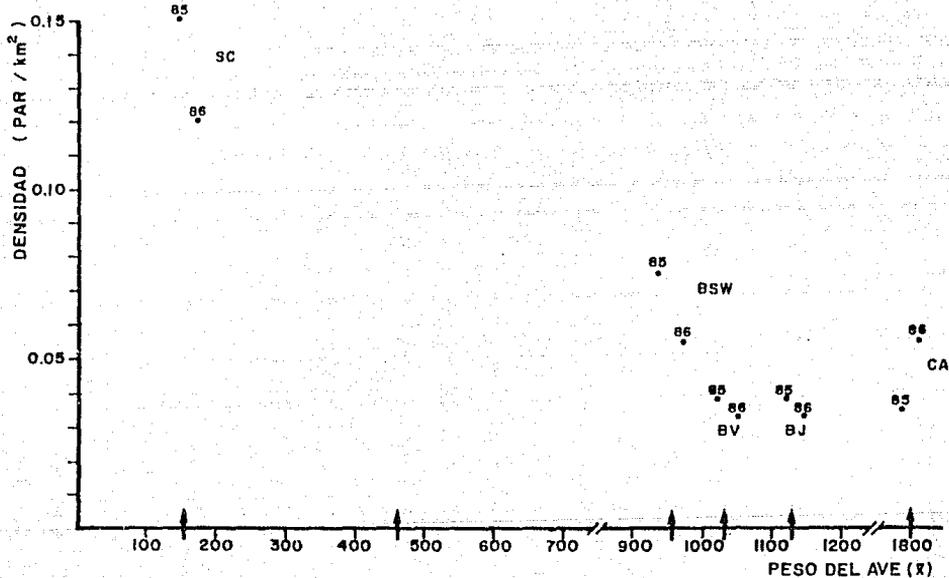


Figura 31. Relación de la densidad de las rapaces de Mapimí (1985 y 1986) y su peso medio. El peso se indica por †.

rapaces pequeñas son menores, por lo que sus territorios son menores. Las rapaces grandes son menos densas, principalmente porque sus áreas de caza y su territorialidad son mayores.

Por otro lado, la distribución regular de los nidos de la mayoría de las especies (excepto C. aura, que anidó en situación semi-colonial), parece indicar la existencia de territorios, o bien que las áreas adecuadas para la anidación son limitadas y localizadas. Es decir, además de lo limitado de las áreas disponibles para anidar, sobre todo para aquellas rapaces que anidan en cerros, las aves están aparentemente limitadas en sus densidades en Mapimí por la territorialidad de las especies. Ello se relaciona a la disponibilidad de presas y la biomasa potencialmente disponible, así como a la disponibilidad y distribución de las estructuras para anidar (Clark y Evans 1954, Newton 1976, Preston 1990).

Fenología reproductiva

El período en que la mayoría de los juveniles de los nidos de B. virginianus, S. cunicularia y B. jamaicensis iniciaron su vuelos (fledging period) en 1985 (Figura 11), ocurrió hacia finales de mayo y mediados de junio. B. swainsoni, teniendo un período de incubación y cuidado de las crías relativamente cortos, inició la liberación de juveniles a finales de julio. Durante el período de transición a la independencia, que puede variar desde 4 semanas para B. swainsoni y S. cunicularia, 5 semanas para B. virginianus, 10 semanas para B. jamaicensis (Newton 1979) y probablemente hasta

de 4-5 meses para C. aura (obs. pers.)², los juveniles son protegidos y alimentados por sus padres, aunque al final del período el alimento aportado es mínimo. En esta época de aprendizaje de las estrategias de forrajeo y caza, la mayoría de las presas potenciales presentan crías y juveniles del año (Thiollay 1981, Rodríguez-Estrella datos no publ.). En 1986 (Figura 11), las fechas de los diferentes períodos reproductivos fueron similares para B. virginianus, mientras que para S. cunicularia y B. jamaicensis la puesta se retrasó aproximadamente un mes. Para B. swainsoni y para C. aura las fechas de puesta fueron similares año con año.

Se ha encontrado que, generalmente, las aves de cualquier tipo colocan sus puestas de tal manera que el período pico donde los pollos demandan más alimento coincida con el período pico de disponibilidad de alimento (Newton 1979, Johnsgard 1983). Al parecer, este retraso en las fechas de puesta por las rapaces de Mapimí pudo deberse a dos factores ya analizados con anterioridad por otros autores: 1. las variaciones climáticas y la disponibilidad de presas, y 2. las condiciones de las gónadas en un determinado año (Newton 1979).

En Mapimí, las bajas precipitaciones ocurridas durante los primeros 4 meses de 1986 (22.9 mm en 1986 contra 66.2 mm en 1985)

² Rabenold (1986) encontró que los adultos del zopilote cabeza negra (Coragyps atratus) continúan alimentando a los juveniles hasta 8 meses después, por lo que se podría esperar el mismo patrón de asociaciones padre-juveniles en Cathartes aura, dadas las características de su biología similares y después de observar que los períodos de emancipación de cathártidos son también largos; Newton 1979.

y el aumento en las temperaturas máximas (Figura 2) pudo producir un retraso en la fecha de puesta. A partir de finales del mes de abril, se incrementó la cantidad de lluvias (163.4 mm en 1986 contra 86.6 mm en 1985) y, aproximadamente, a las 3 semanas de haberse incrementado la precipitación ocurrieron las puestas. Aparentemente, estas diferencias en la cantidad de lluvia en los primeros meses del año pudieron ser un indicio de la productividad de presas del siguiente verano. Newton (1986) encontró en un hábitat boscoso que la precipitación y la temperatura eran importantes en los 3 meses antes de la puesta de Accipiter nisus, pero principalmente el mes antes a la puesta. La temperatura y la precipitación pueden tener un efecto doble: influyen las condiciones físicas del animal (peso y desarrollo gonádico) e influyen las fechas de reproducción de sus presas más importantes. De esta manera, las rapaces podrían sincronizar sus puestas con la disponibilidad del recurso antes del inicio de la reproducción y durante el período de crianza.

En relación a la disponibilidad de alimento, al parecer cualquier reducción significativa en el consumo de alimento por las hembras hacia finales del invierno y principios de la primavera podría retrasar la fecha de la puesta: años buenos en alimento producen fechas de puesta más tempranas que en el caso contrario (Newton 1979, 1986). Para especies que durante el período reproductivo dependen en gran medida de presas cuya abundancia se incrementa con la precipitación (por ejemplo, insectos), es de esperarse que sincronicen sus fechas de puesta con la cantidad de

precipitación y con la abundancia de dichas presas principales (por ejemplo, *S. cunicularia*).

B. swainsoni no parece depender de estas variables por ser una especie migratoria que arriba a Mapimí exclusivamente a reproducirse por un período de tiempo determinado (abril a octubre). La condición fisiológica de las hembras de *C. aura* podría depender de las tasas de mortalidad de la fauna durante los primeros meses del año.

Con base en mis resultados, se puede pensar que para especies residentes de hábitats contrastantes y con recursos restringidos dependientes de las variaciones climáticas impredecibles, como lo es el desierto de Mapimí, la precipitación y temperatura podrán tener un efecto sincrónico con la fenología reproductiva de las rapaces y sus presas.

La productividad

La productividad de la mayoría de las rapaces estudiadas en Mapimí es relativamente alta, si la comparamos con otras regiones de Norte América, y la mortalidad a nivel de nido es casi nula. La mayoría de los nidos son exitosos si no son abandonados durante la incubación.

De esta manera, es significativa la alta proporción de jóvenes volantones producidos por nido exitoso de todas las rapaces en un medio que aparentemente es contrastante en la disponibilidad de recursos (si consideramos que la producción de semillas, flores y frutos de las plantas de las que se alimentan insectos y pequeños

vertebrados depende sobre todo de la cantidad de las precipitaciones y del tiempo en que estas ocurren, si consideramos que la productividad de los insectos y pequeños vertebrados depende de la producción primaria y si, finalmente, consideramos que insectos y pequeños vertebrados son las presas potenciales de los grandes depredadores). Por ello, es de suponerse que una alta productividad de las rapaces indicaría una alta productividad de sus especies-presa principales y una alta disponibilidad de alimento durante la crítica etapa de crianza.

Esta hipótesis parece ser correcta dado que otros hechos la apoyan. Por ejemplo, no se llegó a observar ninguna instancia de cañismo (depredación entre hermanos) ni inanición de los pollos en los nidos. Estos comportamientos son característicos en rapaces y otras aves ante un aporte insuficiente de presas a los nidos por parte de los padres: al no haber suficiente alimento, los pollos mayores depredan a sus hermanos menores o les impiden alimentarse (Ricklefs 1965, Lack 1966, Meyburg 1974, Newton 1979, Stinson 1979, Bechard 1983, Edwards y Collopy 1983).

A pesar de la falta de información más precisa sobre la disponibilidad de presas, en Mapimí, la alta productividad de las rapaces parece correlacionarse fuertemente con una alta disponibilidad de sus presas principales (las que ofrecen más biomasa). Estudios con otras rapaces y en otros ecosistemas han reportado resultados similares (Houston 1971, Smith y Murphy 1973, 1979, Henny 1972, Rusch *et al.* 1972, McInville y Keith 1974, Adamcik *et al.* 1978, Mikkola 1983, Hayden y Bednarz 1990).

Sin embargo, otros factores, como la falta de depredadores durante las diferentes etapas de la fenología reproductiva (excepto para C. aura) y la delimitación de territorios y de áreas de caza, pueden jugar un papel importante también en esta alta productividad. S. cunicularia, a pesar de que debe tener los mayores tamaños de puesta de todas las rapaces estudiadas, fue la especie con la menor productividad, es decir, con la mayor mortalidad de huevos o pollos. Esta alta mortalidad se debió principalmente al aparente abandono de los nidos por los adultos. No se pudieron determinar las causas del abandono, pero es probable que exista una alta depredación a nivel de nido por parte de mamíferos de mediano tamaño (en el caso de madrigueras de zorra o tejón, con entrada grande) o de culebras grandes, la cual, por presentarse al interior de las madrigueras, no pudo ser registrada. Es probable también que el abandono de las madrigueras haya ocurrido también por la interferencia del ganado. Finalmente, es probable que la liberación de los jóvenes volantones haya sido asincrónica, por lo que nuestro registro de volantones en algunos nidos haya sido menor al real.

Los sitios de anidación

Las características alrededor del sitio en que fueron colocados los nidos de aquellas rapaces anidando en cerros, como C. aura, B. jamaicensis y B. virginianus, fueron muy similares. Debido a sus preferencias de hábitat, las tres especies de rapaces se encuentran restringidas en su distribución en la Reserva. Por ello,

están estrechamente asociadas y anidando a distancias muy cercanas unas de otras y contenidas en tipos de vegetación similares. En otros estudios se ha observado un patrón similar de anidación cercana entre B. virginianus y B. jamaicensis (Smith 1969, en Johnsgard 1988). Se ha encontrado que ambas especies anidan sobre todo en salientes y cuevas de cerros o montañas (Brown y Amadon 1968), aunque también se han registrado sus nidos en estructuras arbóreas y arbustivas altas (Tyler y Saetveit 1969, Johnsgard 1988, Bosakowski et al. 1989). En Mapimí, B. virginianus anidó principalmente en salientes o relices, y cuevas, nunca en estructuras arbóreas; mientras que B. jamaicensis anidó en salientes y mezquites, y C. aura debajo de rocas y salientes. En relación a B. swainsoni y S. cunicularia, ambas especies utilizaron las enormes zonas de playa, en zonas cercanas a lomeríos y junto a vegetación dispersa. B. swainsoni anidó sobre estructuras arbóreas, en tanto S. cunicularia en madrigueras.

Los factores más importantes que aparentemente promovieron la anidación de B. virginianus y B. jamaicensis en las zonas de cerro, fueron la micro-topografía de los cerros y una mayor abundancia de las presas que más comúnmente consumen en la zonas que bordean los cerros y en la bajada. Para C. aura el factor principal para la anidación fue la micro-topografía.

El alimento

Riqueza específica de las presas en la dieta

En conjunto los búhos consumieron un mayor número de especies-presa en prácticamente todos los grupos faunísticos, que los falconiformes. Esto se explica fácilmente si se considera que la mayoría de las especies de mamíferos (sobre todo roedores) e invertebrados son nocturnos y crepusculares. Lo que es notorio es la cantidad de especies de aves encontradas en la dieta de B. virginianus, ya que la mayoría de ellas son de hábitos diurnos. Las aves son presas difíciles de cazar por sus altas capacidades de evasión y B. virginianus caza principalmente desde perchas, una estrategia "sit-and-wait" (Jaksic y Carothers 1985), lo que indica capacidades limitadas de vuelo rápido y ágil necesarios para atrapar aves. Lo anterior puede indicar que, debido a sus hábitos crepusculares, B. virginianus es oportunista en el consumo del grupo de las aves cuando éstas se dirigen a dormir, ya que no existe un patrón de las especies cazadas. Smith y Murphy (1973) y Fuller (1979; citado en Johnsgard 1988) encontraron que B. virginianus se vuelve más diurno durante la reproducción. Este cambio de hábitos puede aumentar la probabilidad de encuentro con las aves. Pero también podría ser que el búho ataca rápidamente a las aves cuando duermen. De cualquier forma, la biomasa que le aporta este grupo es baja.

Tamaños de presa

En general, el MPS de las rapaces de Mapimí estuvo positivamente correlacionado con su peso corporal (Figura 32): depredadores pequeños consumieron presas más pequeñas. De esta manera, los MPS aparentemente se relacionan a los requerimientos energéticos del depredador, lo cual se ajusta a los modelos de tamaño óptimo de las presas (Schoener 1969, Griffiths 1975). Sin embargo, si se considera que las rapaces son oportunistas en el consumo de presas, los MPS variarán de acuerdo a la abundancia de las presas, sobre todo de aquellas que presentan crecimientos explosivos (por ejemplo, insectos o pequeños roedores). De esta manera, los MPS no son necesariamente índices del tamaño óptimo de las presas, pero la disponibilidad de presas de tamaño apropiado al tamaño de las rapaces debe de ser importante en la determinación de las dietas (Jaksic y Marti 1981, Marks y Marti 1984).

Para el grupo de los búhos, B. virginianus es el depredador más grande (peso ca. 1000 g) y su MPS fue el más grande comparado con el de T. alba (peso ca. 450 g) y mucho mayor que el de S. cunicularia (peso ca. 150 g) (Figura 32). Para el grupo de las rapaces diurnas, B. jamaicensis depredó sobre un tamaño de presa mucho mayor que B. swainsoni, aunque ambas especies tienen un peso relativamente similar (1125 g y 960 g, respectivamente). C. aura tuvo el mayor tamaño medio de presa, pero esto se debió a su consumo sobre carroñas grandes, entre ellas ganado doméstico y coyotes.

El tamaño medio de presa de las rapaces puede variar de año en

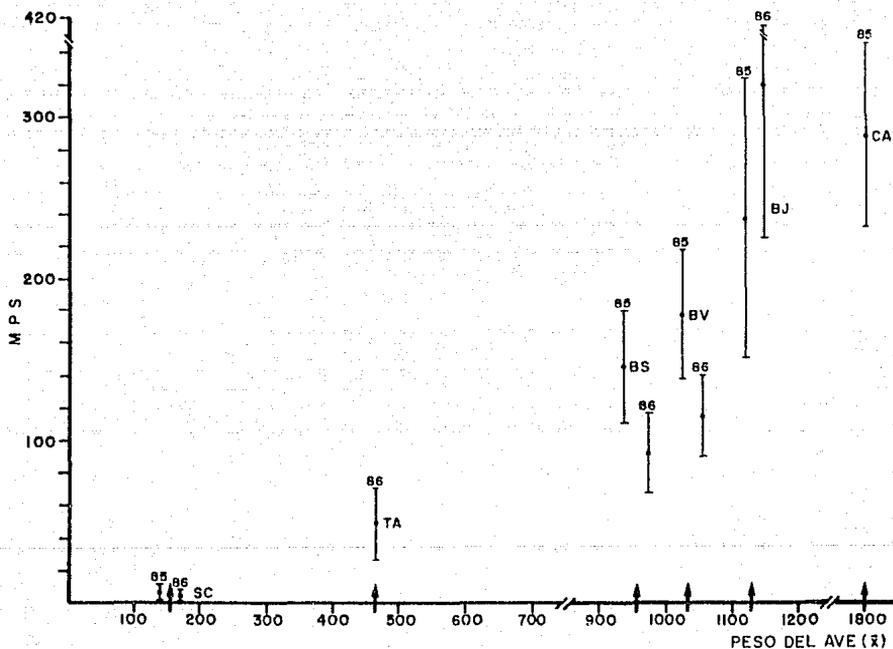


Figura 32. Relación del peso medio de las rapaces (†) y el tamaño medio de presa (MPS, en g) consumidos. Se presentan los valores de $\bar{x} \pm e.s.$

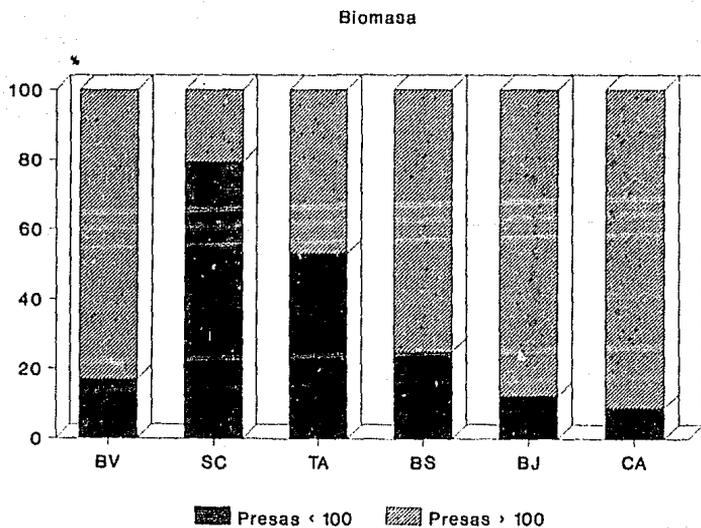
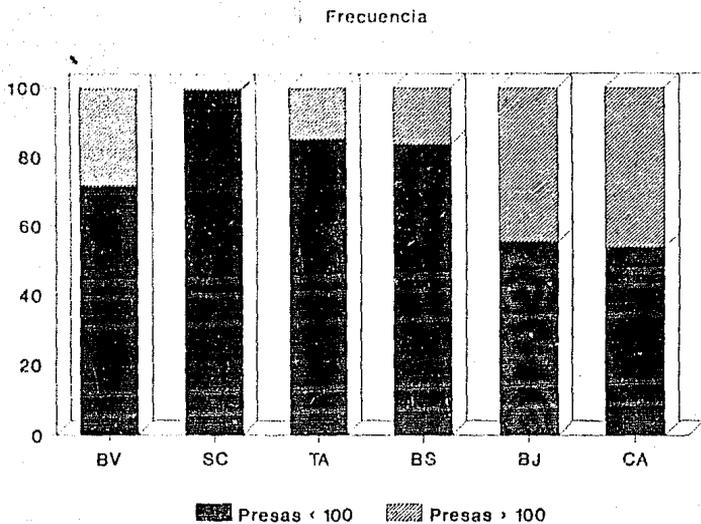


Figura 33. Comparación de la frecuencia y biomasa aportada por presas menores y mayores a los 100 g en la dieta de la comunidad. BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*.

año dependiendo de la variaciones en la abundancia de las presas (Herrera 1974, Marti 1974, McInville y Keith 1974, Mikkola 1983, Hiraldo et al. 1989, Bosakowski y Smith 1992). Así, el MPS de B. virginianus disminuyó en 1986 por un menor consumo de lagomorfos y una mayor depredación sobre Neotoma, en especial juveniles; el MPS de S. cunicularia disminuyó ligeramente por un consumo menor de reptiles y uno mayor de ortópteros; el MPS de B. swainsoni disminuyó en 1986 por un mayor consumo de ortópteros y uno menor de culebras y lacertilios. B. jamaicensis por el contrario aumentó su MPS en 1986 básicamente por un menor consumo de invertebrados. A pesar de que las rapaces de Mapimí tienen una tendencia a consumir presas menores a los 100 g (Figura 33), existen diferencias interanuales, dependiendo nuevamente de la disponibilidad y abundancia de las presas principales.

Los valores de MPS son diferentes a los de las rapaces de otras áreas y latitudes. Ello se debe, aparentemente, a la disponibilidad y tipo de presas y a las variaciones latitudinales de tamaño de los depredadores. Sin embargo, aunque los MPS sean diferentes, la segregación en los tamaños de presa consumidos por las rapaces de Mapimí fue similar a lo encontrado en otras regiones, especialmente para los búhos (Marti 1974, Herrera y Hiraldo 1976, Mader 1978, Herrera y Jaksic 1980, Jaksic y Yañez 1980, Jaksic y Marti 1981, Knight y Jackman 1984, Marti 1988). Es decir, que existe una segregación similar en los MPS de estas rapaces donde coexisten, pero a la vez el MPS de cada rapaz puede ser completamente diferente entre latitudes muy separadas. Por

ejemplo, el MPS de T. alba en Chile llega a ser más de 2 veces superior al MPS de B. virginianus en Washington (Knight y Jackman 1984), mientras que en Mapimí el MPS de B. virginianus es aproximadamente 3 veces mayor que el MPS de T. alba (Cuadro 9).

El MPS de T. alba en Mapimí es 2 veces mayor que el MPS en su distribución nortea; el MPS de B. virginianus en Mapimí es 3 veces superior al de su distribución nortea (Knight y Jackman 1984). Sin embargo, el MPS de T. alba en Mapimí es muy similar a su MPS en California central, mientras que el MPS de B. virginianus es similar o casi dos veces más grande en Mapimí, dependiendo del año. El MPS de T. alba en Mapimí es 2.5 veces menor que en Chile, mientras que el MPS de B. virginianus es entre 1.5 y 2.3 veces menor en Mapimí. Es decir, los MPS disminuyen conforme aumenta la latitud con lo cual las poblaciones más nortea tienen los menores MPS. Al revisar la literatura (ver Jaksic y Braker 1983), se observa que en las rapaces diurnas existe un patrón similar, sólo que los MPS también aumentan con la longitud: las del lado oeste tienen mayores MPS.

Lo que resulta sorprendente es que los MPS de estas especies sean superiores en su distribución sur, dado que el peso de dichos Strigiformes decrece de norte a sur (Jaksic et al. 1982, Donazar et al. 1989). Esta proporción es contraria a lo que se esperaría de acuerdo a las relaciones del tamaño de los depredadores y sus presas (Wilson 1975, Knight y Jackman 1984): los MPS deberían de ser mayores en el norte. Lo anterior parece indicar que las rapaces no sólo se alimentan de lo que energéticamente les resulte más

rentable, sino que son muy oportunistas y depredan sobre lo más abundante (rapaces grandes depredarán inclusive insectos).

Número de presas/egagrópila

Aunque se observa que el mayor número de presas por egagrópila lo tuvo la rapaz más pequeña, no se observó una tendencia muy clara en aquellas especies de mayor peso (Figura 34), puesto que especies de peso intermedio y superior (*T. alba* y *B. jamaicensis*) tuvieron el menor índice. Las diferencias en el número de presas por egagrópila de cada rapaz, seguramente están correlacionadas con el tamaño de las presas consumidas, con su abundancia temporal y con los requerimientos mínimos de biomasa específicos de cada rapaz. El número de presas por egagrópila muestra también el carácter oportunista de las rapaces de Mapimí, ya que varió significativamente entre años para todas ellas. Estas diferencias deben ser un reflejo de las variaciones en la abundancia y disponibilidad de las presas.

Por otro lado, el número de presas por egagrópila da una idea del gasto que un ave debe hacer para cubrir sus necesidades energéticas, puesto que el índice de depredación sobre una presa está en relación a sus costos de captura. Por ejemplo, *S. cunicularia* debe cazar una gran cantidad de presas pequeñas, pero los costos de captura de muchas de sus presas son relativamente bajos (i.e. coleópteros), en comparación con *B. virginianus*, que caza un bajo número de presas de mayor tamaño, pero cuyo costo de captura es mucho más alto (i.e. lagomorfos).

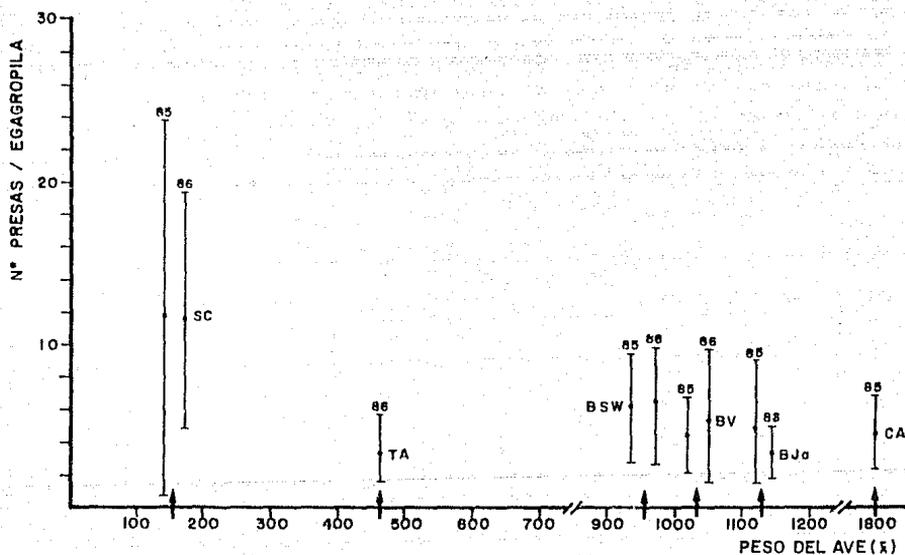


Figura 34. Relación del peso de las rapaces (\bar{x}) y el número medio de presas por egagrópila en 1985 y 1986. Se presentan los valores de $\bar{x} \pm d.e.$

Diversidad de especies-presa (H') y Amplitud del nicho trófico (B)

Los valores mayores en la diversidad trófica en Mapimí los presentaron los búhos, debido a una depredación sobre un mayor número de especies-presa de manera equirepartida, especies-presa que son principalmente mamíferos (en especial roedores) e invertebrados. Las rapaces diurnas presentaron una diversidad trófica menor, dado el menor rango de especies-presa explotables (principalmente menos roedores). Inclusive es posible observar que las rapaces nocturnas depredaron sobre el grupo de las aves y los reptiles en número similar a las diurnas (Cuadro 16). La excepción de las rapaces nocturnas fue T. alba, quien exclusivamente parece depredar sobre pequeños mamíferos. El número de especies-presa de T. alba es mayor al de las rapaces diurnas también.

Los valores de *B* demuestran que la mayoría de las rapaces de Mapimí fueron generalistas, excepto S. cunicularia y T. alba, que se mostraron especialistas relativos en el uso de algunos grupos de presas. Sin embargo, todas las rapaces fueron oportunistas en el consumo de presas también (ver discusión anterior).

Sobreposición trófica y del hábitat

En relación a la sobreposición en las dietas y en los sitios de anidación de las rapaces estudiadas, en general es baja en los dos factores. En las rapaces diurnas, las especies que tuvieron una sobreposición más alta en el nicho trófico fueron B. swainsoni-B. jamaicensis, como ha sido reportado en otras áreas de su distribución donde coexisten (Schmutz et al. 1980, Jaksic y Braker

1983, Restani 1991). En Mapimí, ambas especies muestran diferencias significativas en el consumo de presas importantes en su dieta así como en los sitios donde colocaron sus nidos, lo cual disminuyó la sobreposición ecológica de ambas especies, aunque los valores O_{ij} muestren altos valores. De acuerdo con Cody (1974) para calcular la sobreposición total del nicho ecológico de las especies basta realizar la media aritmética de las dimensiones del nicho que han sido medidas por métodos no multivariados. De esta manera, la sobreposición total del nicho ecológico de B. swainsoni-B. jamaicensis en Mapimí fue de 0.65, lo cual es significativo. Sin embargo, si consideramos las presas importantes para cada especie, el MPS y diferencias en el uso del hábitat de cada una de ellas, e inclusive las diferencias en el sustrato de anidación (existieron diferencias significativas en el micro-hábitat donde colocaron sus nidos ambas especies), la segregación es notoria.

Los resultados de este estudio muestran que una segregación parcial por el hábitat aparentemente puede disminuir el impacto de la sobreposición trófica entre especies en competencia. Sin embargo, la segregación por hábitat no necesariamente implica que las interacciones competitivas entre las especies se encuentren excluidas, pues ante situaciones de limitación del alimento, las especies pueden confluir en el consumo de especies-presa similares. Sin embargo, dada la magnitud de las diferencias en las presas principales consumidas por las rapaces de Mapimí, esta posibilidad se reduce.

En relación a las rapaces nocturnas, las diferencias en los

MPS, en las preferencias por los sitios de anidación y en las presas preferidas, provocaron índices de sobreposición muy bajos en el nicho trófico y mínimos en el hábitat. Varios trabajos han reportado algunas de estas diferencias entre la comunidad conformada por B. virginianus, T. alba y S. cunicularia (Marti 1974, Jaksic y Yañez 1980, Knight y Jackman 1984, Hayward y Garton 1988). La comunidad estudiada presentó una sobreposición trófica cuyo valor (0.265) es similar al reportado para una zona desértica de México donde se estudiaron 4 especies de búhos (0.24 en Pinacate, Sonora; Rodríguez-Estrella et al. 1983), pero menor al reportado para otras comunidades de Norte América (0.432 en Colorado; 0.384 en Iowa; Weller et al. 1963, Marti 1974) y Europa (0.382 en la comunidad Mediterránea; 0.713 en Europa Central; 0.654 en la comunidad Escandinavica; Herrera y Hiraldo 1976). Las diferencias en la sobreposición de las comunidades estuvieron estrechamente relacionadas con las variaciones latitudinales en la abundancia de presas principales y de la riqueza y diversidad específica de las presas en cada región. En comunidades con altos niveles poblacionales de las presas se han encontrado altas sobreposiciones en la dieta y una amplitud del nicho trófico (B) menor, en comparación a aquellas comunidades con menos número de búhos y que tenían amplios B, dependiendo de un mayor número de especies de mamíferos poco abundantes. De acuerdo a lo anterior, los bajos valores de sobreposición y la segregación en Mapimí, se debieron aparentemente a una alta diversidad de presas y una riqueza específica mayor a las regiones del norte.

Por otro lado, a diferencia de lo encontrado en otras regiones, donde se observó que existía una gran sobreposición en las presas consumidas por los búhos (Marti 1974), en Mapimí la sobreposición no fue alta. Sin embargo, también en Mapimí cada búho se especializó en diferentes grupos y tamaños de presa, por lo que uno de los factores importantes operando en la segregación del nicho trófico entre las rapaces nocturnas fue la selección del tamaño de presa.

Mecanismos de segregación de nichos

Las rapaces de Mapimí parecen disminuir la sobreposición trófica y del hábitat mediante diversos mecanismos:

1. Existe una clara diferencia en los tamaños medios de presa (MPS) entre las rapaces.

2. Los tipos de presa que son más importantes para cada especie (por el aporte de biomasa) son diferentes entre especies potencialmente competidoras.

3. Presentan una clara segregación del macrohábitat (unidades fisiográficas) y/o micro-hábitat (sustratos de anidación). Estudios recientes hechos sobre comunidades de rapaces muestran la existencia de amplias diferencias en el hábitat entre especies simpátricas (Titus y Mosher 1981, Hayward y Garton 1988, Bechard et al. 1990, Bosakowski et al. 1992).

4. Entre especies diurnas que presentan una alta sobreposición trófica con las nocturnas, existen diferencias en la amplitud del nicho trófico (B), los cuales son más elevados en las nocturnas. De

acuerdo a Herrera y Hiraldo (1976), la B puede ser vista como una función de la densidad y de la diversidad de las presas. Asimismo, las diferencias en las H's de las presas (sobre todo de mamíferos) parecen ser un buen indicio de las diferencias en la diversidad de las presas (mamíferos) disponibles en un área (ver Herrera 1974). Por ello, las diferencias en la B y las H's de las rapaces de Mapimí pueden ser interpretados en función de la disponibilidad de las presas. Las rapaces de Mapimí parecen alimentarse durante la reproducción de las presas que son más abundantes (en 1985 y 1986 las liebres tuvieron densidades en marzo de 0.57 liebres/km y en mayo-julio de 1.78 liebres/km (L. Hernández com. pers.); los roedores más abundantes fueron Perognathus y Dipodomys y las lagartijas más abundantes fueron Cnemidophorus, Phrynosoma y Sceloporus; según datos de Barbault, Grenot y Thiollay, citados en Thiollay 1981, y datos personales no publicados); las culebras más comunes en el desierto Chihuahuense son Crotalus, Pituophis, Masticophis y Lampropeltis (Price y LaPointe 1990). Los escasos registros de depredación de las rapaces sobre Crotalus, pueden deberse a los mecanismos de defensa de esta presa.

Estudios recientes en comunidades de rapaces muestran que existen amplias diferencias en el reparto de recursos y por ende en la segregación de las especies simpátricas potencialmente competitivas. Estas diferencias se observan sobre todo a nivel del hábitat, ya que han encontrado bajas sobreposiciones en este eje, al contrario del de la dieta (Lundberg 1980, Schmutz et al. 1980,

Hayward y Garton 1988, Restani 1991, Bosakowski y Smith 1992, Bosakowski et al. 1992). Cody (1974) propuso que una segregación parcial entre especies competitivas debida al hábitat puede disminuir el impacto de la sobreposición trófica entre ellas. En Mapimí, aquellas especies con una sobreposición trófica elevada se separaron en el factor hábitat. Sin embargo, otros mecanismos parecen operar también para disminuir la competencia, como es el tamaño medio de presa y las preferencias por diferentes micro-hábitats.

CONCLUSIONES

1. Las rapaces reproductoras más comunes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí fueron el tecolote cornudo Bubo virginianus, la lechucita de madrigueras Speotyto cunicularia, el aguililla de puntas negras Buteo swainsoni, el halcón cola-roja Buteo jamaicensis y el aura común Cathartes aura. La lechuza Tyto alba no fue muy común, pero algunas parejas están presentes.

2. La densidad de parejas reproductoras se correlacionó negativamente con el tamaño del ave. S. cunicularia fue la especie más densa, seguida de B. swainsoni, C. aura, B. virginianus y B. jamaicensis. Las rapaces grandes pueden ser son menos densas porque sus áreas de caza y su territorialidad son mayores.

3. La reproducción de las rapaces en Mapimí ocurrió entre los meses de febrero y octubre de cada año: B. virginianus inició más temprano, seguido de B. jamaicensis, S. cunicularia y C. aura; la especie que inició la reproducción más tarde fue B. swainsoni. Aparentemente la precipitación y temperatura tuvieron un efecto sincrónico con la fenología reproductiva de las rapaces.

4. La productividad de la mayoría de las rapaces estudiadas en Mapimí fue relativamente alta. La alta productividad de las rapaces pudo ser resultado de una alta productividad de sus especies-presa principales y una alta disponibilidad de alimento durante la crítica etapa de crianza.

5. Las rapaces colocaron sus nidos de acuerdo a sus

preferencias y disponibilidad de hábitat, así como de sus presas. B. virginianus anidó principalmente en salientes o relices, y cuevas en cerros; B. jamaicensis anidó en salientes de cerros y en mezquites; C. aura debajo de rocas y salientes en cerros y bajada superior; B. swainsoni y S. cunicularia utilizaron las enormes zonas de playa para anidar, cerca de lomeríos. B. swainsoni anidó sobre estructuras arbóreas, en tanto S. cunicularia dentro de madrigueras.

6. Las rapaces nocturnas consumieron un mayor número de especies-presa que las rapaces diurnas, aparentemente porque existe una mayor cantidad de especies-presa con hábitos nocturnos y crepusculares.

7. El tamaño medio de presa (MPS) de las rapaces de Mapimí estuvo positivamente correlacionado con su peso corporal; es decir, depredadores pequeños consumieron presas más pequeñas. El mayor MPS lo tuvo B. jamaicensis y el menor S. cunicularia.

8. Al ser las rapaces oportunistas en el consumo de presas, los MPS variaron al parecer de acuerdo a la abundancia de las presas. Sin embargo, las aves presentaron una tendencia a consumir presas menores a los 100 g.

9. No se encontró ninguna tendencia en particular en el número de presas por egagrópila y el peso de las rapaces. El número de presas por egagrópila mostró el carácter oportunista de las rapaces de Mapimí, ya que varió significativamente entre años para todas ellas. Estas diferencias deben ser un reflejo de las variaciones en la abundancia y disponibilidad de las presas.

10. La diversidad trófica H' fue mayor para los búhos. Las rapaces diurnas presentaron una diversidad trófica menor, dado el menor rango de especies-presa explotables.

11. Los valores de B demuestran que la mayoría de las rapaces de Mapimí fueron generalistas y oportunistas, excepto S. cunicularia y T. alba, que se mostraron especialistas en algunos grupos. En Mapimí, las rapaces parecen alimentarse de las especies-presa que son más abundantes y que cubren mejor sus requerimientos energéticos.

12. La sobreposición O_{ij} en las dietas y en los sitios de anidación de las rapaces de Mapimí, en general, es baja. Las dos especies con mayor sobreposición trófica B. swainsoni-B. jamaicensis, mostraron una segregación en los sustratos de anidación. Las rapaces nocturnas mostraron diferencias claras en los MPS, en las preferencias por los sitios de anidación y en las presas preferidas, lo que provocó índices de sobreposición muy bajos en el nicho trófico y mínimos en el hábitat.

Perspectivas y sugerencias del estudio

A pesar de que México tiene un elevado número de especies de aves rapaces en sus comunidades, 49 Falconiformes y 27 Strigiformes (AOU 1983), no se han realizado estudios de monitoreo sobre su importancia en las comunidades. Al parecer esto se ha debido a que las rapaces presentan, por lo común, bajas densidades, por sus grandes áreas de caza y territorios; logísticamente es más difícil estudiar a los grandes depredadores que a los vertebrados pequeños o a los invertebrados. También es cierto que en México son pocas las personas que se dedican al estudio de este grupo de aves. Dentro de este reducido grupo, son pocos los que enfocan sus estudios hacia aspectos de la ecología de poblaciones o comunidades. Este trabajo es hasta ahora el primero que analiza los patrones tróficos y reproductivos de una comunidad de aves rapaces en México, durante dos años consecutivos. Sin embargo, varios aspectos no fueron analizados, por falta de tiempo y personal, cuya información podría haber ayudado a clarificar otros aspectos de la ecología de comunidades de este grupo de aves.

De esta manera, un análisis de las dietas de todas las rapaces de Mapimí nos permitiría tener un panorama más completo de la ecología trófica de la comunidad. Asimismo, un estudio sobre el uso del hábitat, la abundancia y la vulnerabilidad de las presas, en relación a los diferentes micro-hábitats, o parches de vegetación, permitiría diferenciar mejor los patrones de forrajeo y selección de hábitat de la comunidad de rapaces. Finalmente, estudios sobre la ecología comportamental de las rapaces y sus presas, ayudarían

a discernir mejor las estrategias depredador-presa en este desierto.

Se sugiere que para un estudio futuro se considere lo siguiente:

1. Los planes de manejo de las especies requieren forzosamente de información cuantitativa de los aspectos biológicos y físicos de las áreas de reproducción de especies de especial interés. Esta información cuantitativa debe considerar aspectos de la biología y ecología de las especies, requerimientos ecológicos y tróficos y selección y uso del hábitat, principalmente. Para establecer correctamente la dinámica poblacional de cualquier especie, se requiere del conocimiento de los factores fecundidad-producción, mortalidad y dispersión-reclutamiento, lo cual está fuertemente influenciado por la inmigración y la emigración. Dado que este estudio consideró los aspectos de productividad, características de los sitios de anidación, uso del hábitat y ecología trófica, es necesario realizar estudios sobre los factores mortalidad y migración-dispersión. De esta manera se podría contar con un balance demográfico completo. Estos estudios tendrían que ser hechos al menos durante 5 años, marcando individuos, tanto adultos como juveniles (volantones) y contabilizando año tras año el porcentaje de individuos marcados contra no marcados, reproductores y no-reproductores y la productividad. Para ejemplificar la importancia de la determinación de estos parámetros para su utilización en los planes de manejo y conservación de las especies, tomaremos como modelo el halcón cola-roja (Buteo jamaicensis) de

Mapimí.

La tasa de mortalidad de los adultos de la especie ha sido estimada en un 20.6% anual (Henny y Wight 1972). Para que una población de B. jamaicensis pueda mantenerse estable, Henny y Wight (1972) estimaron que las poblaciones del suroeste de EUA debían producir entre 1.79 y 1.89 volantones por hembra reproductiva o por intento reproductivo. La producción de volantones/intento de la población de Mapimí (1.23 jóvenes/nido-intento) parece estar por debajo de estas estimaciones, lo cual indicaría que hay una tendencia a la disminución de la población y, de continuar esta tendencia, se extirparía la población. Sin embargo, este aspecto no es evidente en Mapimí, dado que dos estudios realizados con 6 y 7 años de diferencia (Thiollay 1981 y este estudio) muestran que la población de B. jamaicensis se ha mantenido estable, así como sus territorios. Lo anterior indica que es necesario hacer estimaciones de mortalidad y reclutamiento con las poblaciones del área que se pretende conservar o estudiar, para determinar los niveles mínimos de productividad (jóvenes volantones/nido) que garanticen la estabilidad de la población. Por otro lado, los individuos solitarios (floaters) y las parejas no-reproductivas son de suma importancia para las poblaciones, ya que ellos son los que finalmente compensan la mortalidad de los adultos y la pérdida de las parejas, reemplazando dichas pérdidas en la demografía global de la población.

2. Realizar estudios de uso del hábitat y tamaños de territorio y ámbito hogareño de las poblaciones de rapaces en

Mapimí, mediante técnicas radiotelemétricas, para de esta manera calcular las áreas mínimas que necesita una pareja para sus actividades.

3. Iniciar los estudios sobre rapaces no estudiadas aquí para comprender más sobre el fenómeno de la depredación en zonas de clima tan contrastante e impredecible, como lo son las desérticas. Además, estos estudios son necesarios para poder realizar propuestas de conservación completas de la comunidad de aves rapaces de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, y en general del Desierto Chihuahuense.

4. Dado que la estructura de la vegetación es un factor importante que determina la distribución y abundancia de las aves, y dado que la selección del hábitat ha sido incluida como parte de dimensiones críticas en los análisis de los nichos de las aves (James 1971, Smith 1977, Anderson y Shugart 1974, Rotenberry y Wiens 1980), es necesario realizar estudios más precisos sobre la selección del hábitat de las especies en Mapimí. Estos estudios permitirán profundizar más en las diferencias en el nicho de las especies, sobre todo en los casos donde las similitudes ecológicas sean muy altas como resultado de semejanzas morfológicas y de macrohábitat.

5. De acuerdo a diversos autores, la dieta de la mayoría de las rapaces está directamente relacionada a la diversidad de presas y a su disponibilidad en un área determinada. Por otro lado, muchas de las rapaces responden demográficamente a los cambios cíclicos y anuales de sus presas principales (McInville y Keith 1974, Adamcik

et al. 1978, Smith y Murphy 1979, Mindell et al. 1987, Donázar y Ceballos 1989, Korpimaki y Norrdahl 1989, 1991). En Mapimí, es necesario hacer estudios en este sentido. Debido a que no se detectaron variaciones poblacionales entre los dos años de estudio, se deben hacer estudios a largo plazo.

6. Finalmente, un estudio sobre la abundancia y distribución de las presas principales en los diferentes parches de vegetación, así como sobre su vulnerabilidad a la depredación (Kotler et al. 1988, Marti 1988), permitirá comprender mejor el fenómeno de la depredación en el desierto de Mapimí.

LITERATURA CITADA

- Adamcik, R.S.A., W. Todd y L.B. Keith. 1978. Demographic and dietary responses of Great Horned Owls during a Snowshoe hare cycle. *Can. Field-Nat.* 92: 156-166.
- Anderson, D. E. 1990. Ecology of the Great Horned Owl in Eastern Colorado. *Proc. Raptor Res. Found. Annual Meet.* Allentown, Pennsylvania.
- Anderson, S. H. y H. H. Shugart, Jr. 1974. Habitat selection of breeding birds in an east Tennessee deciduous forest. *Ecology* 55: 828-837.
- AOU. 1983. American Ornithologists' Union. Check-list of North American birds. 6th edition. Lawrence, Kansas.
- Baker-Gabb, D.J. 1983. The breeding ecology of twelve species of diurnal raptor in north-western Victoria. *Aust. Wildl. Res.* 10: 145-160.
- Baker-Gabb, D.J. 1984. The feeding ecology and behaviour of seven species of raptor overwintering in Coastal Victoria. *Aust. Wildl. Res.* 11: 517-532.
- Barbault, R. y G. Halffter (Eds.). 1981. Ecology of the Chihuahuan desert. Publicación 8. Instituto de Ecología. México. 167 pp.
- Bechard, M. J. 1980. Factors affecting nest productivity of Swainson's hawk (*Buteo swainsoni*) in southeastern Washington. Ph.D. diss., Washington State Univ., Pullman.
- Bechard, M. J. 1982. Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's hawk. *Condor* 84: 153-159.

- Bechard, M. J. 1983. Food supply and the occurrence of brood reduction in Swainson's hawk. *Wilson Bull.* 95: 233-242.
- Bechard, M. J., R. L. Knight, D. G. Smith y R. E. Fitzner. 1990. Nest sites and habitats of sympatric hawks (Buteo spp.) in Washington. *J. Field Ornithol.* 61: 1759-1770.
- Bednarz, J. C. 1988. A comparative study of the breeding ecology of Harris' and Swainson's hawks in southeastern New Mexico. *Condor* 90: 311-323.
- Bent, A.C. 1938. Life histories of North American Birds of Prey. Parte 1 y 2. *U.S. Nat. Mus. Bull.* # 170. 466 pp.
- Best, R. 1969. Habitat, annual cycle, and food of Burrowing Owls in southwestern New Mexico. M.S. thesis. New Mexico State Univ., Las Cruces.
- Blair, C. L. y F. Schitoskey. 1982. Breeding biology and diet of the Ferruginous Hawk in South Dakota. *Wilson Bull.* 94: 46-54.
- Bosakowski, T. y D. G. Smith. 1992. Comparative diets of sympatric nesting raptors in the eastern deciduous forest biome. *Can. J. Zool.* 70: 984-992.
- Bosakowski, T., R. Speiser y D. G. Smith. 1989. Nesting ecology of forest-dwelling Great Horned Owls, Bubo virginianus, in the Eastern deciduous forest biome. *Can. Field-Nat.* 103: 65-69.
- Bosakowski, T., R. Speiser y D. G. Smith. 1992. Niche overlap of two sympatric-nesting hawks Accipiter spp. in the New Jersey-New York Highlands. *Ecography* 15: 358-372.
- Brown, B. T. 1988. Additional Bald Eagle nesting records from Sonora, Mexico. *Raptor Res.* 22: 30-32.

- Brown, L. H. y D. Amadon. 1968. Eagles, Hawks and Falcons of the World. Vol. 1. McGraw Hill. London.
- Butts, K.E. 1973. Life history and habitat requirements of Burrowing Owls in western Oklahoma. M.S. thesis. Oklahoma State Univ., Stillwater. 188 pp.
- Campbell, R. W., D. A. Manuwal y A. S. Harestad. 1987. Food habits of the Common Barn-Owl in British Columbia. *Can. J. Zool.* 65: 578-586.
- Clark, P. J. y F. C. Evans. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: 445-453.
- Clark, R.J., D.G. Smith, y L.H. Kelso. 1978. Working Bibliography of Owls of the World. National Wildlife Federation. Sc. Tech. Series No. 1.
- Clark, W. S. y B. K. Wheeler. 1987. A field guide of Hawks of North America. Peterson Field Series. Houghton Mifflin Co., Boston, Massachusetts. 198 pp.
- Cody, M.L. 1974. Competition and the Structure of Bird Communities. Princeton University Press. 318 pp.
- Cody, M. L. (Ed.). 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, New York. 558 pp.
- Cody, M. L. y J. M. Diamond (Eds.). 1975. Ecology and evolution of communities. Belknap Press Harvard University, Cambridge. MA.
- Coleman, J.S. y J.D. Fraser. 1987. Food habits of Black and Turkey vultures in Pennsylvania and Maryland. *J. Wildl. Manage.* 51: 733-739.

- Coleman, J.S. y J.D. Fraser. 1989. Habitat use and home ranges of Black and Turkey vultures. *J. Wildl. Manage.* 53: 782-792.
- Collins, C.T. 1979. The ecology and conservation of burrowing owls. p. 6-17, In: P.P. Schaeffer and S.M. Ehlers (eds.), *Owls of the West, their ecology and conservation.* Natl. Audubon Soc. Western Educ. Cent. Tiburon, Calif. 97 pp.
- Collopy, M.W. y T.C. Edwards, Jr. 1989. Territory size, activity budget, and role of undulating flight in nesting Golden Eagles. *J. Field Ornithol.* 60: 43-51.
- Colvin, B. A. y E. B. McLean. 1986. Food habits and prey specificity of the Common Barn Owl in Ohio. *Ohio J. Sci.* 86: 76-80.
- Cornet, A. 1984. Análisis de los datos climatológicos de la estación del Laboratorio del Desierto. Reserva de la Biosfera de Mapimí (Durango). Documento Técnico CRNA. Instituto de Ecología, A.C. Gómez Palacio, Dgo. México. 26 pp.
- Coulombe, H.N. 1971. Behavior and population ecology of the Burrowing Owl, Speotyto cunicularia, in the Imperial Valley of California. *Condor* 73: 162-176.
- Craighead, J.J. y F.C. Craighead. 1956. *Hawks, Owls and Wildlife.* The Stackpole Co. Harrisburg, PA. 443 pp.
- Davis, D. 1979. Behavior of a breeding population of Turkey Vultures in west Texas. Ph.D. diss. Colorado State University. Fort Collins.
- DeBenedictis, P. A. 1973. On the correlations between certain diversity indices. *Am. Nat.* 107: 295-302.

- Diamond, J. M. 1973. Distributional ecology of New Guinea birds. *Science* 179: 759-769.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity - a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Donázar, J.A., F. Hiraldo, M. Delibes y R.R. Estrella. 1989. Comparative food habits of the Eagle Owl Bubo bubo and the Great Horned Owl Bubo virginianus in six Palearctic and Nearctic biomes. *Ornis Scandinavica* 20: 298-306.
- Dunkle, S. W. 1977. Swainson's hawk in Wyoming. *Auk* 94: 65-71.
- Edwards, T. C. y M. W. Collopy. 1983. Obligate and facultative brood reduction in eagles: an examination of factors that influence fratricide. *Auk* 100: 630-635.
- Ehrlich, P. R., D. S. Dobkin y D. Wheye. 1988. A field guide to the natural history of North American birds. Simon and Schuster, Fireside. USA.
- Errington, P.L. 1932. Techniques of raptor food habits study. *Condor* 34: 75-86.
- Errington, P.L., F. Hamerstrom y F. N. Hamerstrom, Jr. 1940. The great horned owl and its prey in north-central United States. *Iowa Agric. Exp. Stn. Research Bull.* 277: 758-850.
- Everitt, B. S. 1977. The analysis of contingency tables. John Wiley & Sons Inc., New York. 128 pp.
- Fitzner, R. E. 1978. The ecology and behavior of Swainson's hawk (Buteo swainsoni) in southeastern Washington. Ph. D. diss., Washington State Univ. Pullman.

- Franco, A. 1984. Ecología trófica en una comunidad de rapaces neotropicales. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, España.
- Fuller, N. R. y A. Mosher. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. In: C.J. Ralph y J.M. Scott (eds). "Estimating the number of terrestrial birds". *Studies in Avian Biology* 6: 235-246.
- Ganey, J. L. y R. P. Balda. 1989. Distribution and habitat use of Mexican Spotted owls in Arizona. *Condor* 91: 355-361.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Gilmer, D. S. y R. E. Stewart. 1984. Swainson's hawk nesting ecology in North Dakota. *Condor* 86: 12-18.
- Gleason, R. y D. R. Johnson. 1985. Factors influencing nesting success of Burrowing Owls in southeastern Idaho. *Great Basin Nat.* 45: 81-84.
- Glinski, R. L. and R. D. Ohmart. 1983. Breeding ecology of the Mississippi Kite in Arizona. *Condor* 85: 200-207.
- Green, G. A. y R. G. Anthony. 1989. Nesting success and habitat relationships of Burrowing Owls in the Columbia Basin, Oregon. *Condor* 91: 347-354.
- Grenot, C. y V. Serrano. 1981. Ecological organization of small mammal communities at the Bolsón de Mapimí (México), p. 89-100. In: R. Barbault y G. Halffter (Eds.), Ecology of the Chihuahuan desert. Publicación 8. Instituto de Ecología. México.
- Griffiths, D. 1975. Prey availability and the food of predators.

Ecology 56: 1209-1214.

- Grossman, M.L. y J. Hamlet. 1964. *Birds of Prey of the World*. Bonanza Books.
- Harvey, P. H., M. J. Stenning y B. Campbell. 1985. Individual variation in seasonal breeding success of Pied Flycatchers Ficedula hypoleuca. *J. Animal Ecol.* 54: 391-398.
- Haworth, P. y A. Fielding. 1988. Conservation and management implications of habitat selection in the Merlin Falco columbarius L. in the South Pennines, UK. *Biological Conservation* 46: 247-255.
- Hayden, T. J. y J. C. Bednarz. 1990. Responses of three raptor species breeding in southeastern New Mexico to changes in prey availability: implications for conservation and management. *Proc. Raptor Res. Found. Annual Meet.* Allentown, Pennsylvania.
- Hayward, G. D. y E. O. Garton. 1988. Resource partitioning among forest owls in the River of No Return Wilderness, Idaho. *Oecologia* 75: 253-265.
- Henny, C. J. 1972. Great Horned Owl. In: An analysis of the population dynamics of selected avian species. United States Department of the Interior. *Wildlife Research Report* 1. 99 pp.
- Henny, C. J. y H. M. Wight. 1972. Population ecology and environmental pollution: Red-tailed and Cooper's hawks. p. 229-250, In: Population ecology of migratory birds: a symposium. United States Dept. of the Interior Wildlife Research Report 2, Washington, D.C. USA.
- Henry, C. 1982. Caracteristiques du regime alimentaire de la

- chouette effraie (Tyto alba) dans une region naturelle du centre de la France: la Grande Sologne. *Rev. Ecol. Terre et Vie* 36: 421-433.
- Heredia, B., J. C. Alonso y F. Hiraldo. 1991. Space and habitat use by Red Kites Milvus milvus during winter in the Guadalquivir marshes: a comparison between resident and wintering populations. *Ibis* 133: 374-381.
- Herrera, C.M. 1974. Trophic diversity of the Barn Owl Tyto alba in continental western Europe. *Ornis Scandinavica* 5: 181-191.
- Herrera, C.M. y F. Hiraldo. 1976. Food niche and trophic relationships among European owls. *Ornis Scandinavica* 7: 29-41.
- Herrera, C.M. y F. M. Jaksic. 1980. Feeding ecology of the Barn Owl in Central Chile and Southern Spain: a comparative study. *Auk* 97: 760-767.
- Hill, O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 422-432.
- Hiraldo, F. M., M. Delibes y R. R. Estrella. 1983. Alimentación del Bubo virginianus (Aves, Strigiformes) en zonas áridas del norte de México. *IX Congreso Latinoamericano de Zoología*. Arequipa, Perú.
- Hiraldo, F. M., M. Delibes y R. R. Estrella. 1989. Observations of a Zone-tailed Hawk family during the post-fledging period. *J. Raptor Res.* 23: 103-106.
- Hiraldo, F., M. Delibes, J. Bustamante y R. Rodríguez-Estrella. 1991a. Overlap in the diets of diurnal raptors breeding at the

- Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *J. Raptor Res.* 25: 25-29.
- Hiraldo, F., M. Delibes y J.A. Donázar. 1991b. Comparison of diets of Turkey Vulture in three regions of Northern Mexico. *J. Field Ornithol.* 62: 319-324.
- Houston, C.S. 1971. Brood size of the Great Horned Owl in Saskatchewan. *Bird Banding* 42: 103-105.
- Howie, R. 1980. The Burrowing Owl in British Columbia. p. 88-95. In: R. Stace-Smith, L. Johns, and P. Joslin, eds. Threatened and endangered species and habitats in British Columbia and the Yukon. British Columbia Minist. of Environ., Victoria, B.C. 302 pp.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theoret. Biol.* 29: 151-154.
- Hutto, R. L. 1985a. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds, p. 455-476. In: M. L. Cody (Ed.), Habitat Selection in Birds. Academic Press, New York.
- Hutto, R. L. 1985b. Seasonal changes in the habitat distribution of transient insectivorous birds in a northern hardwoods forest. *Auk* 102: 120-132.
- Iñigo, E., M. Ramos y F. Gonzalez. 1989. Some ecological aspects of the two primary evergreen forest raptor communities compared with cultivated tropical areas in Southern Mexico. In: Meyburg, B.U. and R.D. Chancellor (eds.), Raptors in the

Modern World. WGBBP. Berlin, London & Paris.

Jackson, J.A. 1983. Nesting phenology, nest site selection, and reproductive success of Black and Turkey vultures. In: Wilbur, S.R. and J.A. Jackson (eds.), *Vulture Biology and Management*. Los Angeles: University of California Press.

Jackson, J.A., I.J. Prather, R.N. Connor y S.P. Gaby. 1978. Fishing behavior of Black and Turkey vultures. *Wilson Bull.* 90: 141-143.

Jaksic, F. M. 1982. Inadequacy of activity time as a niche difference: the case of diurnal and nocturnal raptors. *Oecologia (Berlin)* 52: 171-175.

Jaksic, F. M. 1988. Trophic structure of some Neartic, Neotropical and Palearctic owl assemblages: potential roles of diet opportunism, interspecific interference and resource depression. *J. Raptor Res.* 22: 44-52.

Jaksic, F.M. y E. H. Braker. 1983. Food-niche relationships and guild structure of diurnal birds of prey: competition versus opportunism. *Can. J. Zool.* 61: 2230-2241.

Jaksic, F.M. y J. H. Carothers. 1985. Ecological, morphological, and bioenergetic correlates of hunting mode in hawks and owls. *Ornis Scandinavica* 16: 165-172.

Jaksic, F.M. y C. D. Marti. 1981. Trophic ecology of Athene owls in mediterranean-type ecosystems: a comparative analysis. *Can. J. Zool.* 59: 2331-2340.

Jaksic, F.M. y C. D. Marti. 1984. Comparative food habits of Bubo owls in Mediterranean-type ecosystems. *Condor* 86: 288-

296.

- Jaksic, F. M. y J. L. Yañez. 1980. Differential utilization of prey resources by Great Horned Owls and Barn Owls in central Chile. *Auk* 97: 895-896.
- Jaksic, F. M., R. L. Seib y C. M. Herrera. 1982. Predation by the Barn Owl (*Tyto alba*) in mediterranean habitats of Chile, Spain and California: a comparative approach. *Am. Nat.* 107: 151-162.
- Jaksic, F. M., J. L. Yañez y J. R. Rau. 1986. Prey and trophic ecology of Great Horned Owls in Western South America: an indication of latitudinal trends. *J. Raptor Res.* 20: 113-116.
- James, F. C. 1971. Ordination of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bull.* 83: 215-236.
- James, F. C. y N. O. Wamer. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159-171.
- Janes, S. W. 1984a. Influences of territory composition and interspecific competition on Red-tailed Hawk reproductive success. *Ecology* 65: 862-870.
- Janes, S. W. 1984b. Fidelity to breeding territory in a population of Red-tailed hawks. *Condor* 86: 200-203.
- Janes, S.W. 1985. Habitat selection in raptorial birds, p. 159-188. In: M. L. Cody (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York.
- Janik, C. A. y J. A. Mosher. 1982. Breeding biology of raptors in the Central Appalachians. *Raptor Res.* 16: 18-24.
- Johnsgard, P. A. 1983. *The Hummingbirds of North America*.

- Smithsonian Institution Press. Washington, USA. 303 pp.
- Johnsgard, P. A. 1988. North American Owls. Biology and Natural History. Smithsonian Institution Press. Washington, USA. 295 pp.
- Johnsgard, P. A. 1990. Hawks, Eagles and Falcons of North America. Smithsonian Institution Press. Washington, USA. 403 pp.
- Klomp, H. 1972. Regulation of the size of bird populations by means of territorial behaviour. *Netherlands J. Zool.* 22: 456-488.
- Knight, R. L. y A. W. Erickson. 1976. High incidence of snakes in the diet of nesting Red-tailed hawks. *Raptor Res.* 10: 108-111.
- Knight, R. L. y R. E. Jackman. 1984. Food-niche relationships between Great Horned Owls and Common Barn-Owls in eastern Washington. *Auk* 101: 175-179.
- Korpimäki, E. y K. Norrdahl. 1989. Predation of Tengmalm's owls: numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuations of microtines. *Oikos* 54: 154-164.
- Korpimäki, E. y K. Norrdahl. 1991. Numerical and functional responses of Kestrels, Short-eared owls, and Long-eared owls to vole densities. *Ecology* 72: 814-826.
- Kotler, B. P., J. S. Brown, R. J. Smith y W. O. Wirtz II. 1988. The effects of morphology and body size on rates of owl predation on desert rodents. *Oikos* 53: 145-152.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological Methodology. Harper Collins Publishers. New York, USA. 654 pp.
- Lack, D. 1966. Population studies of birds. Oxford Univ. Press, London, England.

- Levins, R. 1968. Evolution in changing environments. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Lundberg, A. 1980. Why are the Ural Owl Strix uralensis and the Tawny Owl S. aluco parapatric in Scandinavia? *Ornis Scandinavica* 11: 116-120.
- MacArthur, R. H. y R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* 101: 377-385.
- MacKenzie, D. I. y S. G. Sealy. 1981. Nest site selection in eastern and western kingbirds: a multivariate approach. *Condor* 83: 310-321.
- Mader, W. J. 1978. A comparative nesting study of Red-tailed hawks and Harris' hawks in southern Arizona. *Auk* 95: 327-337.
- Marks, J. S. 1984. Feeding ecology of breeding Long-eared Owls in Southwestern Idaho. *Can. J. Zool.* 62: 1528-1533.
- Marks, J. S. y C. D. Marti. 1984. Feeding ecology of sympatric Barn Owls and Long-eared Owls in Idaho. *Ornis Scandinavica* 15: 135-143.
- Marti, C. D. 1974. Feeding ecology of four sympatric owls. *Condor* 76: 45-61.
- Marti, C. D. 1988. A long-term study of food-niche dynamics in the Common Barn-Owl: comparisons within and between populations. *Can. J. Zool.* 66: 1803-1812.
- Martin, D. J. 1973. Selected aspects of Burrowing Owl ecology and behavior. *Condor* 75: 446-456.
- Martínez, O. E. y J. Morello. 1977. El medio físico y las unidades

- fisonómico-florísticas del Bolsón de Mapimí. Publicaciones Instituto de Ecología 3: 63. México.
- May, R. M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. p. 81-120. In: M. L. Cody y J. M. Diamond (Eds.), Ecology and evolution of communities. Belknap Press Harvard University, Cambridge.
- McGovern, M. y J. M. McNurney. 1986. Red-tailed hawk nest densities, Colorado. *Raptor Res.* 20: 43-45.
- McInville, W. E. y L. B. Keith. 1974. Predator-prey relations and breeding biology of the Great Horned Owl and Red-tailed Hawk in Central Alberta. *Can. Field-Nat.* 88: 1-20.
- Meuller, H. C. y D. D. Berger. 1967. Turkey vultures attack living prey. *Auk* 84: 430-431.
- Meyburg, B. U. 1974. Sibling aggression and mortality among nestling eagles. *Ibis* 116: 224-228.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. T & A. D. Poyser Ltd. England.
- Mindell, D. P., J. L. B. Albuquerque y C. M. White. 1987. Breeding population fluctuations in some raptors. *Oecologia* 72: 382-388.
- Montaña, C. (Ed.). 1988. Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la Reserva de la Biosfera de Mapimí. Publicación 23. Instituto de Ecología. México. 290 pp.
- Morse, D. H. 1985. Habitat selection in North American parulid warblers, p. 131-157. In: M. L. Cody (Ed.), Habitat Selection in Birds. Academic Press, New York.
- Murray, G. A. 1976. Geographic variation in the clutch sizes of

- seven owl species. *Auk* 93: 602-613.
- Newton, I. 1976. Population limitation in diurnal raptors. *Can. Field-Nat.* 90: 274-300.
- Newton, I. 1979. Population Ecology of Raptors. Buteo Books. Vermillion, South Dakota.
- Newton, I. 1986. The Sparrowhawk. T & D Poyser. England.
- Nilsson, I. N., S. G. Nilsson and M. Sylven. 1982. Diet choice, resource depression, and the regular nest spacing of birds of prey. *Biol. J. Linnean Society* 18: 1-9.
- Norse, E. A. (Ed.). 1986. Conserving Biological Diversity in our National Forests. The Wilderness Society. Washington, D.C. p. 84-86.
- Orians, G. y F. Kuhlman. 1956. Red-tailed Hawks and Great Horned Owls in Wisconsin. *Condor* 58: 371-385.
- Petersen, L. 1979. Ecology of Great Horned Owls and Red-tailed Hawks in Southeastern Wisconsin. Tech. Bull. #111. Department of Natural Resources. Madison.
- Peterson, R. T. 1990. A field guide to western birds. Houghton Mifflin Co. Boston.
- Peterson, R. T. y E. D. Chalif. 1973. A field guide to Mexican birds. Houghton Mifflin Co. Boston.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- Pianka, E. R. 1978. Evolutionary Ecology. Harper and Row. New York.
- Pielou, E. C. 1966. The measurements of diversity in different

- types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 10: 370-383.
- Powers, A. L., y P. L. McIntosh. 1975. The Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia*) as an endangered species: a brief life history. *J. Colorado-Wyoming Acad. Sci.* 7: 39-40.
- Preston, C. R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *Condor* 92: 107-112.
- Preston, C. R., C. S. Harger y H. E. Harger. 1989. Habitat use and nest-site selection by Red-shouldered hawks in Arkansas. *Southwestern Naturalist* 34: 72-78.
- Price, A. H. y J. L. LaPointe. 1990. Activity patterns of a Chihuahuan desert snake community. *Annals of Carnegie Museum* 59: 15-23.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412-422.
- Restani, M. 1991. Resource partitioning among three *Buteo* species in the Centennial Valley, Montana. *Condor* 93: 1007-1010.
- Reynolds, R. T. y E. C. Meslow. 1984. Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding. *Auk* 101: 761-779.
- Ricklefs, R. E. 1965. Brood reduction in the Curve-billed Thrasher. *Condor* 67: 505-510.
- Rich, T. 1984. Monitoring Burrowing Owl populations: implications of burrow re-use. *Wildlife Society Bulletin* 12: 178-180.
- Rodríguez-Estrella, R. 1986. Los vertebrados carroñeros de un bosque de encino-pino: comportamiento alimentario e interacciones. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. IPN. México. 127 pp.

- Rodríguez-Estrella, R. y B. T. Brown. 1990a. Density and Habitat Use of Raptors Along the Rio Bavispe and Rio Yaqui, Sonora, Mexico. *J. Raptor Res.* 24: 47-51.
- Rodríguez-Estrella, R. y B. T. Brown. 1990b. Riqueza específica y determinación de la diversidad de las aves rapaces de los ríos Yaqui y Bavispe, en Sonora, México. *Acta Zool. Mex. (ns)* 41: 1-17.
- Rodríguez-Estrella, R. y L. Rivera. 1992. Kleptoparasitism and other interactions of Crested Caracara in the Cape region, Baja California, Mexico. *J. Field Ornithol.* 63: 177-180.
- Rodríguez-Estrella, R., F. Hiraldo y M. Delibes. 1983. Relaciones tróficas entre cuatro especies de Strigiformes en el área del Pinacate, Sonora, México. *Resúmenes del II Congreso Iberoamericano de Ornitología*. Xalapa, Veracruz. 4-10 diciembre.
- Rodríguez-Estrella, R., J. Llinas y J. Cancino. 1991. New Golden Eagle records from Baja California. *J. Raptor Res.* 25: 68-71.
- Rodríguez-Estrella, R. 1993. Group size and flying height of Turkey Vultures in two habitats in Mexico. *Wilson Bulletin*.
- Rodríguez-Estrella, R. 1993. The Burrowing Owl in the Biosphere Reserve of Mapimi, Durango, Mexico. *J. Raptor Res.*
- Rodríguez-Estrella, R. y A. Ortega-Rubio. 1993. Nest site characteristics and reproductive success of Burrowing Owls (Strigiformes: Strigidae) in Durango, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 41: 143-148.
- Rosenzweig, M. L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology*

62: 327-335.

- Rotenberry, J. T. y J. A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 6: 1228-1250.
- Runyan, C. S. 1987. Location and density of nests of the Red-tailed Hawk, Buteo jamaicensis, in Richmond, British Columbia. *Can. Field-Nat.* 101: 415-418.
- Rusch, D. H., E. C. Meslow, P. D. Doesr y L. B. Keith. 1972. Response of Great Horned Owl populations to changing prey density. *J. Wildl. Manage.* 36: 282-296.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. 432 pp.
- Salwasser, H. 1987. Spotted owls: turning a battleground into a blueprint. *Ecology* 68: 776-779.
- Santana, E. C. y S. A. Temple. 1988. Breeding biology of Red-tailed hawks in Puerto Rico. *Biotropica* 20: 151-160.
- Schmutz, J. K., S. M. Schmutz y D. A. Boag. 1980. Coexistence of three species of hawks (Buteo spp.) in the prairie-parkland ecotone. *Can. J. Zool.* 58: 1075-1089.
- Schmutz, J. K., G. Wood y D. Wood. 1991. Spring and summer prey of Burrowing Owls in Alberta. *Blue Jay* 49: 93-97.
- Schoener, T. W. 1969. Models of optimal size for solitary predators. *Am. Nat.* 103: 277-313.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-38.
- Sherrod, S. K. 1978. Diets of North American Falconiformes. *Raptor Res.* 12: 49-121.

- Simberloff, D. 1987. The Spotted owl fracas: mixing academic, applied, and political ecology. *Ecology* 68: 766-772.
- Smith, D. G. 1969. Nesting ecology of the Great Horned owl Bubo virginianus. *Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser.* 10: 16-25.
- Smith, D. G. y J. R. Murphy. 1973. Breeding ecology of Raptors in Utah. *Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser.* 18: 1-76.
- Smith, D. G. y J. R. Murphy. 1979. Breeding responses of raptors to Jackrabbit density in the eastern Great Basin Desert of Utah. *Raptor Res.* 13: 1-13.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. W. H. Freeman and Co. 2nd. Ed. San Francisco. 859 pp.
- Stewart, P. A. 1978. Behavioral interactions and niche separation in Black and Turkey vultures. *The Living Bird* 17: 79-84.
- Stinson, C. H. 1979. On the selective advantage of fratricide in raptors. *Evolution* 33: 1219-1225.
- Thiollay, J. M. 1977. La migration d'automne sur la cote orientale du Mexique. *Alauda* 45: 344-346.
- Thiollay, J. M. 1978. Comparaisons entre les peuplements de falconiformes des plaines cotieres du Mexique et de Cote D'Ivoire. *Le Gerfaut* 68 : 139-162.
- Thiollay, J. M. 1979. L'importance d'un axe de migration: la cote est du Mexique. *Alauda* 47: 235-245.
- Thiollay, J. M. 1980. Spring hawk migration in eastern Mexico. *Raptor Res.* 14: 13-20.
- Thiollay, J. M. 1981. Ségrégation écologique et pression de

prédation de deux buses sympatriques dans un désert mexicain.

Le Gerfaut 71: 575-610.

Thomaidés, C., R. Valdez, W.H. Reid y R.J. Raitt. 1989. Food habits of Turkey Vultures in West Texas. *J. Raptor Res.* 23: 42-44.

Thomsen, L. 1971. Behavior and ecology of Burrowing Owls on the Oakland Municipal airport. *Condor* 73: 177-192.

Tiranti, S. I. 1992. Barn Owl prey in southern La Pampa, Argentina. *J. Raptor Res.* 26: 89-92.

Titus, K., y J. A. Mosher. 1980. Turkey vulture predation of Ruffed Grouse chick. *Can. Field-Nat.* 94: 327-328.

Titus, K., y J. A. Mosher. 1981. Nest-site habitat selected by woodland hawks in the central Appalachians. *Auk* 98: 270-281.

Toft, C. A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia* 1985: 1-21.

Tyler, H. y P. Saetveit. 1969. The ecology of the Great Horned Owl and the Red-tailed Hawk. *South Dakota Bird Notes*: 77-84, 96-98.

Wiley, J. W. 1975. The nesting and reproductive success of Red-tailed hawks and Red-shouldered hawks in Orange County, California, 1973. *Condor* 77: 133-139.

Wilson, D. S. 1975. The adequacy of body size as a niche difference. *Am. Nat.* 109: 769-784.

Woffinden, N. D. y J. A. Mosher. 1979. Ground nesting and aggressive behavior by the Swainson's hawk. *Great Basin Nat.* 39: 253-254.

Young, L., G. M. Zheng y W. Zhang. 1991. Winter movements and

habitat use by Cabot's Tragopan Tragopan caboti in southeastern China. *Ibis* 133: 121-126.

Zar, J. H. 1974. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Inc. New Jersey.

Zaret, T. M. y A. S. Rand. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology* 52: 336-342.

Zarn, M. 1974. Habitat management series for unique or endangered species. Burrowing Owl. U.S. Bur. Land Manage., Tech. Note 11. 25 pp.

A P E N D I C E S

Nest site characteristics and reproductive success of burrowing owls (Strigiformes: Strigidae) in Durango, Mexico

Ricardo Rodríguez-Estrella¹ and Alfredo Ortega-Rubio¹

Instituto de Ecología A.P. 18-845, México 11800 D.F. México.

¹ Present address: Centro de Investigaciones Biológicas de Haja California Sur, Apartado Postal 128, La Paz 23000 B.C.S., México.

(Rec. 23-VII-1991. Acep. 26-VIII-1992)

Abstract: The burrowing owl, *Athene cunicularia*, is a threatened red species in most of its North American distribution. Nest-site characteristics and reproductive success were compared for two breeding seasons in the southern Chihuahuan desert, Durango, Mexico. Reproductive success is highly correlated with the presence of the *Prosopis-Hilaria* grassland association. The following factors were not associated with nesting success: burrow type, distance to the nearest adjacent nest, soil texture and number of perches.

Key words: *Athene cunicularia*, burrowing owls, nesting habitat characteristics, México, reproductive success.

Studies on nest-site selection by birds of prey indicate that raptors select nest sites according to physical characteristics of the habitat, such as topography and perch availability, and according to biotic features, such as ecosystem maturity, prey abundance, and interspecific competition (Southern and Lowe 1968, Bock and Lepthien 1976, Janes 1985). Burrowing owls (*Athene cunicularia*) in Canada and the United States of America generally nest in arid, open country with grasslands (Coulombe 1971, Martin 1973, Green and Anthony 1989).

Population declines have occurred in recent decades through much of the owl's range (Zarn 1974, Powers and McIntosh 1975, Collins 1979) apparently due to habitat destruction or modification and to the control of burrowing mammals (Best 1969, Butts 1973).

In Mexico, no information is available regarding the status, breeding ecology, nest-site characteristics or habitat use of this species. This study considers nest-site characteristics and reproductive success during two breeding seasons in the southern portion of the Chihuahuan desert, Mexico.

MATERIAL AND METHODS

Study area: We worked in the Mapimi Biosphere Reserve (26° 29' 26" N, 103° 58' 10" 32' W). In Mapimi, 9 vegetation types have been recognized by Martínez and Morello (1977), with *Larrea tridentata*, *Fouquieria splendens*, *Prosopis glandulosa*, *Jatropha dioica*, *Agave* sp., *Opuntia* spp. and *Hilaria mutica* as dominant species.

The study area lies between 1,000 and 1,350 m elevation. Mean monthly temperature varies between a minimum of 11°C in January-February and a maximum of 28°C during summer. Precipitation is highly variable, with an annual mean of about 230 mm (Barbault and Halfier 1981). About 80% of the precipitation falls during the summer (June to September). Livestock grazing is the principal human activity in the area, but this activity apparently has not yet strongly modified the habitat (Barral 1988).

Methods: Owls and their burrows were located by intensively searching on an area of 20,000 ha from March through July in 1985

and 1986. Surveys were initially random and stand condition maps of the reserve were posteriorly used to guarantee that all potential breeding habitats had been searched. Every nest burrow occupied by a breeding pair was visited at least once a week. For each nest we recorded the kind of burrow used, the surrounding vegetation type, soil texture, number of suitable perches within 40 m of the burrow, distance to permanent water, distance to the nearest occupied burrow and the number of young fledged. We classified the surrounding vegetation types into 7 minor vegetal associations dominated by different species. Soils were classified according to texture. Burrow types were classified according to the animal species having constructed them. We determined the number of young at each nest-burrow during the post-fledging period.

We tested the nature of spacing between nest-burrows using a "nearest-neighbor test" of dispersion (Clark and Evans 1954). Mean distances from one active nest to the next nearest were calculated and compared with those of a random distribution.

A Principal Component Analysis (PCA) (Conner and Adkisson 1977, Morrison 1981) was performed in order to identify the characteristics of the owl nests most strongly correlated with used nests. We have chosen this analysis because PCA is a multivariate technique that elucidates underlying factors without any a priori assumptions. The variables chosen for further analyses were those which were most readily interpretable in a biological sense. A correlation analysis was then performed between nest site-characteristics, successful nests and number of fledglings. A χ^2 test of association between the number of fledglings and the variables most correlated was then applied.

RESULTS

We found 29 nesting pairs in 1985 and 23 pairs in 1986 in the Mapimí desert region. Nesting densities were 0.15 pairs/km² and 0.12 pairs/km², respectively ($p > 0.05$, χ^2 test). Although we probably did not find every nesting pair, we applied the same searching effort in each year.

Nesting success was similar in both years, 55% in 1985 and 65% in 1986 ($\chi^2 = 2.84$; $df = 1$; $p > 0.05$; Table 1). However, productivity was slightly but not significantly higher in 1986 (2.19 young per successful nest, 1.52 per attempt) compared to 1985 (1.63 young per successful nest, 0.90 young per attempt) ($p > 0.05$; t -test). Nest failure was due to abandonment (37.9% in 1985, 21.7% in 1986), predation by coyotes (3.5% in 1985), predation by badgers (4.3% in 1986), and human interference (3.5% in 1985, 8.7% in 1986). Of the burrows occupied in 1985, 16 (55.2%) were again occupied in 1986. Individual owls were not banded, so we do not know if pairs present at the same site both years were the same individuals.

TABLE 1

Summary of the burrowing owl productivity in the Mapimí desert, México

	1985	1986	Both years
No. nesting attempts	29	23	52
No. successful nests	16	16	32
No. fledglings	26	35	61
Fledglings/successful nest	1.63	2.19	1.91
Fledglings/attempt	0.9 ± 1.0	1.52 ± 1.3	1.17 ± 1.1

Tables 2 and 3 show the main features of the habitat surrounding the nests.

TABLE 2

Burrowing owl nest-site characteristics in the Mapimí Biosphere Reserve, Durango, México, 1985-1986. The mean and standard deviation are presented for each variable

	1985 (N=29)	1986 (N=23)	Both years (N=52)	Range
	Mean ± SD	Mean ± SD	Mean ± SD	
Distance to nearest adjacent nest ^a	1.1 ± 1.1	1.1 ± 0.9	1.1 ± 1.0	0.03-4.1
Distance to water ^a	4.1 ± 3.2	3.4 ± 1.7	3.8 ± 2.6	0.05-12.5
Number of perches	11.8 ± 5.1	11.8 ± 4.9	11.8 ± 4.9	4-20

^a Distances are expressed in km.

TABLE 3

The association between some burrowing owl nest-site characteristics and productivity in the Mapimí Biosphere Reserve

	Number of nests		Number of fledglings	
	N	%	N	%
Vegetation type				
<i>Larrea</i>	3	8.3	2	3.3
<i>Fouquieria-Larrea</i>	5	13.9	9	14.7
<i>Larrea-Prosopis-Agave-Fouquieria</i>	2	5.6	3	4.9
<i>Prosopis-Larrea</i>	7	19.4	12	19.7
<i>Prosopis</i>	6	16.7	3	4.9
<i>Prosopis-Hilaria</i>	12	33.3	30	49.2
<i>Fouquieria-Prosopis-Larrea</i>	1	2.8	2	3.3
Total	36	100.0	61	100.0
Soil texture				
Clay	13	36.1	22	36.1
Clay-sand	18	50.0	33	54.1
Sand	5	13.9	6	9.8
Total	36	100.0	61	100.0
Burrow type				
Badger	6	16.7	14	22.9
Fox	8	22.2	17	27.9
Kangaroo-rat	15	41.7	15	24.6
Coyote	1	2.8	0	0.0
Desert tortoise	6	16.7	15	24.6
Total	36	100.0	61	100.0

When we performed a PCA for 1985 and 1986 habitat characteristics, the results for both years were similar, so we applied a PCA including all habitat characteristics for both years 1985-1986. The first three factors explained all 68% of the total variance in both years. We chose the factors having high weighting values for burrows used as nests (Table 4). The vegetation type, the burrow type and the distance to water, which were highly correlated in the first factor, were chosen for further analysis because they were the most important biological factors. In addition, a correlation analysis showed that the vegetation type was the only one factor most correlated with nesting success ($r = 0.5746$).

Most burrow-nests were under grassland *Prosopis-Hilaria* (33%) and *Prosopis-Larrea* vegetational associations (19%) (Table 3). Knowing that the vegetation type seems to be the main factor associated with the reproductive success, and taking into account that there are not significant differences between the data of 1985 and 1986, we combined the data (Table 3), and

TABLE 4

Results of the Principal Component Analysis performed on all variables for burrowing owl nest-sites. Factors with weights $> \pm 0.5$ are in bold

Variable	Factor		
	1	2	3
A Vegetation type	0.78	0.10	-0.06
B Burrow type	0.51	0.63	-0.05
C Distance to water	0.78	-0.15	-0.06
D Nearest adjacent nest	0.17	-0.87	-0.11
E Soil texture	-0.02	0.11	-0.85
F Number of perches	-0.16	0.24	0.73
Cumulative variance explained	25.8	47.0	68.6

found that nests located at the *Prosopis-Hilaria* grassland vegetation produced almost 50% of the total fledglings, which is highly significant ($\chi^2 = 7.62$; $df = 1$; $p < 0.01$).

These owls used five kinds of burrows. These apparently were constructed by kangaroo-rats (*Dipodomys merriami*, *D. nelsoni*) (41.7%), foxes (*Urocyon cinereargenteus*) (22.2%), badgers (*Taxidea taxus*) (16.7%), desert-tortoises (*Gopherus flavomarginatus*) (6.7%), and coyotes (*Canis latrans*) (2.8%). Some of the kangaroo-rat burrows could also have been constructed by ground squirrels (*Spermophilus spilosoma*). Kangaroo rat burrows were most frequently used in both years (12 of 29 nests in 1985 and 8 of 23 in 1986). A difference in the number of fledglings produced in each kind of used burrows was found ($\chi^2 = 9.22$; $df = 3$; $p < 0.05$; Table 3), all the burrow-nests having produced a similar proportion of fledglings.

Differences between years were not significant for distance to water (t -test = 0.9737; $p > 0.05$), and for the nearest adjacent nest (t -test = 0.0839; $p > 0.05$). Most nests were over 3 km from water but the distance to permanent water ranged from 50 to 12 500 m ($\bar{x} = 3806 \pm 2625$ m). The number of perches ranged from 4 to 20 ($\bar{x} = 11.8 \pm 4.9$) (Table 2). Nest-burrows were most frequently in clay and clay-sand soils ($\chi^2 = 11.2$; $df = 2$; $p < 0.01$; comparing the three kinds of soil) (Table 3).

The mean distance between adjacent owl nests were over 1 km, but ranged from 30 to 4 167 m ($\bar{x} = 1287 \pm 98$ m). The distribution of active nests in both years indicate a tendency toward regular spacing of breeding pairs ($c_{1985} = 3.04$; $c_{1986} = 3.29$; $p < 0.01$; see Clark and Evans 1954).

DISCUSSION

As in other North American deserts (California: Coulombe 1971, Thomsen 1971; New Mexico: Martin 1973; Oregon: Green and Anthony 1989), burrowing owls in the Mapimí desert nest in open habitats, called "playas". They particularly nested where elevated perches were available and their nests were associated mainly with a mixture of grassland vegetation and sparse trees.

The tendency of owls to nest in "playas" with the *Prosopis-Hilaria* association seems to be enhanced by the availability of burrows, soil texture, number of perches, low nest predation and availability of preys. All these factors may act improving the reproductive success of burrowing owls in the *Prosopis-Hilaria* association.

These owls generally use abandoned burrows of any mammal for nesting (Coulombe 1971, Rich 1984, Green and Anthony 1989). At Mapimí, they nest in a wide variety of mammal burrows, chiefly those of foxes and kangaroo-rats (or squirrels). They also nest in desert tortoise burrows. Kangaroo rat and tortoise burrows in Mapimí concentrate mainly on the bajadas and playas (Grenot and Serrano 1981, Morafka *et al.* 1981); badger and fox burrows distribute in playas and hills (J. Herrera pers. comm.). Probably, owl nest distribution in Mapimí is not related to the distribution of mammal burrows, as found in other studies (Green and Anthony 1989) as any kind of burrow is used.

In contrast with populations of the United States (Thomsen 1971, Butts 1973, Martin 1973, Green and Anthony 1989) the Mapimí owls did not often nest close to other owl nests. We observed many apparently suitable unused burrows between nest sites. This availability of nest-burrows could explain the wider nesting distribution and the regular spacing between nests in Mapimí.

Soil texture has a significant effect on the longevity of a burrow (Morafka *et al.* 1981, Green and Anthony 1989), and at Mapimí a clay-sand soil texture seems to be the principal factor influencing burrow re-use. Green and Anthony (1989) present similar findings related to soil texture and burrow re-use. However, burrow re-use in Mapimí may be also related to a good production of fledglings in the previous year (or years) (14 of 21 nest-burrows successful in 1985 were re-used in 1986), and to the small percentage of nest predation.

Preys of this owl in Mapimí were mainly insects and small mammals (Rodríguez-Estrella, unpubl. data). These preys were specially abundant in the *Prosopis-Hilaria* association (Rodríguez-Estrella, unpubl. data, Grenot and Serrano 1981).

Nesting success in Mapimí (62%) was slightly higher than the 54% in California (Thomsen 1971) and the 53% in Oregon

(Green and Anthony 1989). Productivity, measured as young fledged, was similar in the California resident population (Thomsen 1971), but was lower than the New Mexico migratory population (Martin 1973). The hypothesis of Martin (1973) which proposes that burrowing owl migratory populations have more reproductive success, seems to be supported with our results.

In this part of the Chihuahuan desert, cattle raising is the most important economic activity. It is well known that cattle raising is one of the potential causes for the loss of burrows for the owl (Howie 1980). Because of this potential conflict of interests, and in order to establish a conservation program in the Chihuahuan desert, data on the effect of the cattle density on the reproductive success of the Burrowing Owl is needed.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Laura Arriaga for assistance with the statistical analysis and Felipe Herrera Lagufa for field assistance. Early drafts benefitted from the valuable comments of B. T. Brown, G. Holroyd, T. Rich, J. R. Belthoff and two anonymous reviewers. This work was supported by Secretaría de Programación y Presupuesto, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Centro de Investigaciones Biológicas de B.C.S. and Instituto de Ecología.

RESUMEN

La lechuzita de madrigueras, *Athene cucularia*, es una especie amenazada en la mayor parte de su distribución en Norte América. Las características de los sitios de anidamiento y el éxito reproductivo fueron comparados durante dos estaciones reproductivas, en la porción sur del Desierto Chihuahuense, Durango, México. El éxito reproductivo está altamente correlacionado con la presencia de la asociación vegetal de *Prosopis-Hilaria*. Los factores que no estuvieron asociados con el éxito reproductivo fueron: el tipo de madriguera, la distancia al nido ocupado más cercano, la textura del suelo y el número de perchas.

REFERENCES

- Barbault, R. & G. Halffter. 1981. A comparative and dynamic approach to the vertebrate community organization of the desert of Mapiim (México), p. 11-18. In R. Barbault & G. Halffter [eds.]. Ecology of the Chihuahuan desert. Publication 8. Instituto de Ecología, México, D. F.
- Barral, H. 1988. El Hombre y su Impacto en los Ecosistemas a Través del Ganado, p. 241-268. In C. Montaña (ed.). Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la Reserva de la Biosfera de Mapiim. I. Ambiente natural y humano. Publication 23. Instituto de Ecología, México, D. F.
- Best, R. 1969. Habitat, annual cycle, and food of Burrowing Owls in southwestern New Mexico. M.S. thesis. New Mexico State Univ., Las Cruces, New Mexico. 120 p.
- Bock, C. E. & L. W. Leptien. 1976. Geographical ecology of the common species of *Buteo* and *Parabuteo* wintering in North America. Condor 78:554-557.
- Butts, K. E. 1973. Life history and habitat requirements of Burrowing Owls in western Oklahoma. M.S. thesis. Oklahoma State Univ., Stillwater, Oklahoma. 188 p.
- Clark, P. J. & F. C. Evans. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. Ecology 35:445-453.
- Collins, C. T. 1979. The ecology and conservation of Burrowing Owls, p. 6-17. In P. P. Schaeffer and S.M. Ehlers [eds.]. Owls of the West, their ecology and conservation. Natl. Audubon Soc. Western Educ. Cent. Tiburon, Calif.
- Conner, R. N. & C. S. Adkisson. 1977. Principal component analysis of woodpecker nesting habitat. Condor 89:122-129.
- Coulombe, H. N. 1971. Behavior and population ecology of the Burrowing owl, *Speotyto cunicularia*, in the Imperial Valley of California. Condor 73:162-176.
- Green, G. A. & R. G. Anthony. 1989. Nesting success and habitat relationships of Burrowing Owls in the Columbia Basin, Oregon. Condor 91:347-354.
- Gruno, C. & V. Serrano. 1981. Ecological organization of small mammal communities at the Bolson de Mapiim (México), p. 89-100. In R. Barbault & G. Halffter [eds.]. Ecology of the Chihuahuan desert, Publication 8. Instituto de Ecología, México, D. F.
- Howie, R. 1980. The Burrowing Owl in British Columbia, p. 88-95. In R. L. J. Stace-Smith & P. Justin [eds.]. Threatened and endangered species and habitats in British Columbia and the Yukon. British Columbia Minist. of Environ., Victoria, B.C.

- Janes, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds, p. 159-188. In M. L. Cody (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York.
- Marín, D. J. 1973. Selected aspects of Burrowing Owl ecology and behavior. *Condor* 75:446-456.
- Martínez, O. E. & J. Morello. 1977. El medio físico y las unidades fisiológico-biológicas del Bolsón de Mapimí. Publication 3. Instituto de Ecología, México, D. F.
- Morafka, D. J., G. A. Adest, G. Aguirre & M. Recht. 1981. The ecology of the Bolson Tortoise *Gopherus flavo-marginatus*, p. 35-78. In R. Barbault & G. Halfliter [eds.]. *Ecology of the Chihuahuan desert*, Publication 8. Instituto de Ecología, México, D. F.
- Morrison, D. F. 1981. *Multivariate Statistical Methods*. Mc Graw Hill, New York.
- Powers, A. I. & P. L. McIntosh. 1975. The Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia*) as an endangered species: a brief life history. *J. Colorado-Wyoming Acad. Sci.* 7:39-40.
- Rich, T. 1984. Monitoring Burrowing Owl populations: implications of burrow re-use. *Wildl. Soc. Bull.* 12:178-180.
- Southern, H. N. & V. P. W. Lowe. 1968. The pattern of distribution of prey and predation in Tawny owl territories. *J. Anim. Ecol.* 37:75-97.
- Thomsen, L. 1971. Behavior and ecology of Burrowing Owls on the Oakland Municipal airport. *Condor* 73:177-192.
- Zam, M. 1974. *Habitat management series for unique or endangered species. Burrowing Owl*. U.S. Bur. Land Manage., Tech. Note 11. 25 p.

Apéndice 1. Espectro alimentario del tecolote cornudo Bubo virginianus en el Desierto de Mapimí, en el año de 1985 (N egagrópilas = 91).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	23	6.08	11500	29.34
juvenil	600*	9	2.38	2700	6.89
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	9	2.38	4500	11.48
juvenil	600*	2	0.53	600	1.53
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	14	3.70	1330	3.39
<i>Dipodomys merriami</i>					
adulto	37	17	4.50	629	1.60
<i>Dipodomys nelsoni</i>					
adulto	80	4	1.06	320	0.82
<i>Dipodomys</i> sp	40	2	0.53	80	0.20
<i>Perognathus flavus</i>	6	2	0.53	12	0.03
<i>Perognathus penicillatus</i>					
adulto	15	19	5.03	285	0.73
<i>Perognathus</i> sp					
adulto	12	3	0.79	36	0.09
<i>Neotoma albigula</i>					
adulto	180	28	7.41	5040	12.86
juvenil	90	6	1.59	540	1.38
<i>Onychomys torridus</i>	14.5	4	1.06	58	0.15
<i>Peromyscus eremicus</i>					
adulto	20	11	2.91	220	0.56
juvenil	10	1	0.26	10	0.03
<i>Sigmodon hispidus</i>					
adulto	110	1	0.26	110	0.28
Roedor no identificado					
adulto	18	1	0.26	18	0.05
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	3000	3	0.79	1500	3.83
Total		159	42.06	29488	75.24

Clase Aves

<i>Zenaida asiatica</i>	152	1	0.26	152	0.39
<i>Geococcyx californianus</i>	210	1	0.26	210	0.54
Caprimulgidae	57	1	0.26	57	0.15
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	1	0.26	28	0.07
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	50	2	0.53	100	0.26
<i>Catherpes mexicanus</i>	20	2	0.53	40	0.10
<i>Toxostoma curvirostrae</i>	50	1	0.26	50	0.13
<i>Mimus polyglottos</i>	53	1	0.26	53	0.14
<i>Polioptila melanura</i>	8	1	0.26	8	0.02
<i>Lanius ludovicianus</i>	47	1	0.26	47	0.12

Apéndice 1. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
<i>Icterus parisorum</i>	32	1	0.26	32	0.08
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	1	0.26	21	0.05
Strigiforme no ident.	100	1	0.26	100	0.26
Aves no identificadas	20	4	1.06	80	0.20
Aves no identificadas	50-100	3	0.79	600	1.53
Total		22	5.82	1578	4.03
Clase Reptilia					
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	3	0.79	150	0.38
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	5	1.32	180	0.46
<i>Masticophis flagellum</i>	300	4	1.06	1000	2.55
<i>Masticophis</i> sp	300	3	0.79	900	2.30
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280	13	3.44	2510	6.40
<i>Crotalus</i> sp	300	3	0.79	700	1.79
Culebra no ident.	20	9	2.38	180	0.46
Culebra no ident.	100	6	1.59	600	1.53
Culebra no ident.	200-300	9	2.38	1650	4.21
Total		55	14.55	7870	20.08
Invertebrados					
Scorpiones	10.0	12	3.17	120.0	0.31
Arachnida	5.0	2	0.53	10.0	0.03
Solifugae	1.0	24	6.35	24.0	0.06
Chilopoda	1.0	1	0.26	1.0	0.00
Coleoptera	0.5	33	8.73	16.5	0.04
Carabidae	0.5	3	0.79	1.5	0.00
Scarabaidae	0.5	11	2.91	5.5	0.01
<i>Phyllophaga</i>	0.5	1	0.26	0.5	0.00
Tenebrionidae	0.5	10	2.65	5.0	0.01
Curculionidae	0.5	2	0.53	1.0	0.00
Orthoptera	1.5	2	0.53	3.0	0.01
Grillidae	1.0	3	0.79	3.0	0.01
Acrididae	2.0	19	5.03	38.0	0.10
Tettigonidae	2.0	9	2.38	18.0	0.05
Hymenoptera	1.0	2	0.53	2.0	0.01
Neuraptera	1.0	2	0.53	2.0	0.01
Formiculidae	1.0	2	0.53	2.0	0.01
No identificados	1.0	4	1.06	4.0	0.01
Total		142	37.57	257.0	0.66
GRAN TOTAL		378	100.00	39193	100.00

* El peso de las presas no se consideró superior a los 500 g; o bien los pesos fueron variables por contener individuos juveniles.

Apéndice 1. Continuación.

H'frec.	2.95	H'biom.	1.95
J	0.78	J	0.42
B	13.55		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($\bar{x} \pm S.E.$)	176.58 \pm 40.05
Nº presas/egagrópila ($\bar{x} \pm S.D.$)	4.04 \pm 2.03

Apéndice 2. Espectro alimentario del tecolote cornudo *Bubo virginianus* en el Desierto de Mapimí, en el año de 1986 (N egagrópilas = 60).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Notiosorex crawfordi</i>	4	3	0.92	12	0.05
<i>Tadarida brasiliensis</i>	20	2	0.61	40	0.16
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	12	3.67	6000	23.78
juvenil	600*	2	0.61	600	2.38
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	3	0.92	1500	5.95
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	9	2.75	855	3.39
juvenil	50	1	0.31	50	0.20
cría	20	1	0.31	20	0.08
<i>Sciurus</i> sp	1200*	1	0.31	500	1.98
<i>Pappogeomys</i> sp	85	2	0.61	170	0.67
<i>Dipodomys merriami</i>					
adulto	37	8	2.45	296	1.17
juvenil	18.5	3	0.92	55.5	0.22
<i>Dipodomys nelsoni</i>					
juvenil	40	2	0.61	80	0.32
<i>Perognathus flavus</i>	6	2	0.61	12	0.05
<i>Perognathus nelsoni</i>	15	3	0.92	45	0.18
<i>Perognathus penicillatus</i>					
adulto	15	12	3.67	180	0.71
cría	5	1	0.31	5	0.02
<i>Neotoma albigula</i>					
adulto	180	29	8.87	5220	20.69
juvenil	90	20	6.12	1800	7.13
<i>Onychomys torridus</i>	14.5	2	0.61	29	0.11
<i>Peromyscus eremicus</i>					
adulto	20	8	2.45	160	0.63
<i>Reithrodontomys megalotis</i>					
adulto	15	1	0.31	15	0.06
<i>Sigmodon hispidus</i>					
adulto	110	4	1.22	440	1.74
Mamíferos N.I	18	4	1.22	72	0.29
Total		135	41.28	18156.5	71.97
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	3	0.92	567	2.25
<i>Tyto alba</i>	570*	1	0.31	500	1.98
<i>Zenaida asiatica</i>	152	2	0.61	304	1.20
<i>Geococcyx californianus</i>	210	2	0.61	420	1.66
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	5	1.53	135	0.54
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	50	1	0.31	50	0.20
<i>Catherpes mexicanus</i>	20	2	0.61	40	0.16

Apéndice 2. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
<i>Mimus polyglottos</i>	53	1	0.31	53	0.21
<i>Polioptila melanura</i>	8	1	0.31	8	0.03
<i>Phainopepla nitens</i>	44	1	0.31	44	0.17
<i>Molothrus ater</i>	44	1	0.31	44	0.17
<i>Cardinalis cardinalis</i>	43	2	0.61	86	0.34
Aves no identificadas	20	1	0.31	20	0.08
Aves no identificadas	50-100	2	0.61	100	0.40
Total		25	7.65	2371	9.40
Clase Reptilia					
<i>Scaphiopus couchi</i>	17	3	0.92	51	0.20
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	1	0.31	50	0.20
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	3	0.92	30	0.12
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	1	0.31	36	0.14
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	15	1	0.31	50	0.20
<i>Masticophis flagellum</i>	300*	6	1.83	1150	4.56
<i>Masticophis sp</i>	300*	7	2.14	870	3.45
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280*	12	3.67	1560	6.18
<i>Crotalus sp</i>	300*	2	0.61	350	1.39
Culebra no ident.	20	4	1.22	80	0.32
Culebra no ident.	100	1	0.31	100	0.40
Total		41	12.54	4327	17.15
Invertebrados					
Scorpiones	10	23	7.03	230.0	0.91
Arachnida	5	9	2.75	45.0	0.18
Solifugae	1	47	14.37	47.0	0.19
Coleoptera	0.5	18	5.50	9.0	0.04
Scarabaidae	0.5	1	0.31	0.5	tr
<i>Phyllophaga</i>	0.5	1	0.31	0.5	tr
Tenebrionidae	0.5	4	1.22	2.0	0.01
Acrididae	2	17	5.20	34.0	0.13
Hymenoptera	1	4	1.22	4.0	0.02
Dermaptera	2	1	0.31	2.0	0.01
No identificados	1	1	0.31	1.0	tr
Total		126	38.53	375	1.49
GRAN TOTAL		327	100.00	25229.5	100.00

* El peso de las presas no se consideró superior a los 500 g; o bien los pesos fueron variables por contener individuos juveniles.

Apéndice 2. Continuación.

H'frec.	3.29	H'biom.	2.44
J	0.81	J	0.60
B	15.61		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($\bar{x} \pm S.E.$)	114.23 \pm 24.73
Nº presas/egagrópila ($\bar{x} \pm S.D.$)	5.32 \pm 3.74

Apéndice 3. Consumo de presas por Bubo virginianus de acuerdo a su tamaño en el desierto de Mapimí en 1985 y 1986. El subcuadro a) muestra los resultados globales (ambos años) para todas las presas de acuerdo a su consumo (frecuencia) y al aporte de biomasa con que contribuyen las presas de determinada talla en la dieta de la especie. Los subcuadros b) y c) muestran el mismo aspecto pero considerando los diferentes grupos zoológicos (por clase) al que pertenecen las presas para 1985 y 1986, respectivamente. En b) y c) el porcentaje se da sobre los totales de frecuencia y biomasa del subcuadro a).

a)

	1985				1986			
	Frec.	%	Biomasa	%	Frec.	%	Biomasa	%
0-20	199	52.65	1204	3.07	185	56.57	1309.5	5.19
20-40	27	7.14	970	2.47	16	4.89	547	2.17
40-80	15	3.97	877	2.24	21	6.42	1257	4.98
80-160	41	10.85	4382	11.18	43	13.15	4169	16.52
160-320	50	13.23	10960	27.96	43	13.15	8847	35.07
320-640	11	2.91	3300	8.42	2	0.61	600	2.38
640-1280	35	9.26	17500	44.65	17	5.20	8500	33.69
	378	100.00	39193	100.00	327	100.00	25230	100.00

b)

	1985							
	Mamíf.		Aves		Reptiles		Invertebrados	
	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)
0-20	10.85	1.63	1.85	0.33	2.38	0.46	37.57	0.66
20-40	5.03	1.81	0.79	0.21	1.32	0.46	0.00	0.00
40-80	1.06	0.82	1.59	0.78	1.32	0.64	0.00	0.00
80-160	5.56	5.05	0.79	0.90	4.50	5.23	0.00	0.00
160-320	7.41	12.86	0.79	1.81	5.03	13.29	0.00	0.00
320-640	2.91	8.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
640-1280	9.26	44.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

c)

	1986							
	Mamíf.		Aves		Reptiles		Invertebrados	
	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)	Frec. (%)	Biom. (%)
0-20	12.84	2.56	1.22	0.27	3.98	0.88	38.53	23.39
20-40	3.06	1.49	1.53	0.54	0.31	0.14	0.00	0.00
40-80	0.31	0.20	2.45	1.49	3.67	3.29	0.00	0.00
80-160	10.70	12.94	0.61	1.20	1.83	2.38	0.00	0.00
160-320	8.87	20.69	1.53	3.91	2.75	10.46	0.00	0.00
320-640	0.61	2.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
640-1280	4.89	31.71	0.31	1.98	0.00	0.00	0.00	0.00

Apéndice 4. Espectro alimentario de la lechuzita de madrigueras *Athene cunicularia* en el Desierto de Mapimí, en el año de 1985
(N egagrópilas = 184).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
juvenil	300*	7	0.30	2100	17.24
<i>Mus musculus</i>					
adulto	18	16	0.68	288	2.36
juvenil-cría	9	1	0.04	5	0.04
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	9	0.38	855	7.02
juvenil	50	17	0.72	650	5.34
cría	20	1	0.04	20	0.16
<i>Thomomys umbrinus</i>					
cría	40	2	0.09	80	0.66
<i>Dipodomys merriami</i>					
adulto	37	5	0.21	185	1.52
juvenil	18.5	12	0.51	148	1.22
<i>Dipodomys nelsoni</i>					
adulto	80	1	0.04	80	0.66
<i>Perognathus flavus</i>	6	10	0.43	60	0.49
<i>Perognathus nelsoni</i>	15	1	0.04	15	0.12
<i>Perognathus penicillatus</i>					
adulto	15	38	1.62	570	4.68
juvenil	10	1	0.04	10	0.08
cría	5	2	0.09	10	0.08
<i>Perognathus baileyi</i>	15	2	0.09	30	0.25
<i>Perognathus spp</i>					
adulto	15	6	0.26	75	0.62
juvenil	10	1	0.04	10	0.08
cría	5	2	0.09	10	0.08
<i>Onychomys torridus</i>	14.5	3	0.13	43.5	0.36
<i>Peromyscus eremicus</i>					
adulto	20	16	0.68	320	2.63
juvenil	10	4	0.17	40	0.33
cría	6.6	2	0.09	13.2	0.11
<i>Reithrodontomys megalotis</i>					
adulto	15	7	0.30	105	0.86
<i>Sigmodon hispidus</i>					
juvenil	55	3	0.13	165	1.35
Roedor no identificado					
adulto	18	37	1.57	540	4.43
cría	6	2	0.09	12	0.10
Total		208	8.85	6439.7	52.87

Apéndice 4. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Aves					
Caprimulgidae	57	1	0.04	57	0.47
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	1	0.04	27	0.22
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	50*	2	0.09	80	0.66
<i>Mimus polyglottos</i>	53*	4	0.17	166	1.36
<i>Polioptila melanura</i>	8	1	0.04	8	0.07
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	1	0.04	21	0.17
Aves no identificadas	20	13	0.55	260	2.13
Aves no identificadas	50-100	2	0.09	150	1.23
Total		25	1.06	769	6.31
Clase Reptilia					
<i>Scaphiopus couchi</i>	17	8	0.34	136	1.12
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	3	0.13	150	1.23
<i>Holbrookia maculata</i>	20	3	0.13	150	1.23
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	31	1.32	310	2.55
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	17	0.72	612	5.02
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	15	13	0.55	650	5.34
<i>Cnemidophorus scalaris</i>	15	6	0.26	300	2.46
Lagartija no ident.	15	1	0.04	15	0.12
<i>Masticophis sp</i>	300*	10	0.43	450	3.69
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280*	4	0.17	160	1.31
Culebra no ident.	20	11	0.47	220	1.81
Culebra no ident.	100	2	0.09	150	1.23
Total		109	4.64	3303	27.12
Invertebrados					
Scorpiones	2.0	157	6.68	314.0	2.58
Arachnida	1.0	110	4.68	110.0	0.90
Solifugae	1.0	73	3.11	73.0	0.60
Chilopoda	5.0	5	0.21	25.0	0.21
Coleoptera	0.5	81	3.45	40.5	0.33
Meloidae	0.5	1	0.04	0.5	tr
Carabidae	0.5	26	1.11	13.0	0.11
Scarabidae	0.5	153	6.51	76.5	0.63
<i>Phyllophaga</i>	0.5	46	1.96	23.0	0.19
<i>Diplotaxis</i>	0.5	4	0.17	2.0	0.02
Elateridae	0.5	1	0.04	0.5	tr
Tenebrionidae	0.5	53	2.26	26.5	0.22
Curculionidae	0.5	9	0.38	4.5	0.04
Orthoptera	1.5	1	0.04	1.5	0.01

Apéndice 4. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Grillidae	1.0	400	17.02	400.0	3.28
Acrididae	2.0	123	5.23	246.0	2.02
Phasmatidae	1.0	4	0.17	4.0	0.03
Scolopendromorpha	5.0	2	0.09	10.0	0.08
Isopoda	0.5	2	0.09	1.0	0.01
Formicidae	0.001	651	27.70	65.1	0.53
Hymenoptera	1	45	1.91	45.0	0.37
Vespidae	4	52	2.21	174.0	1.43
Dermaptera	2	3	0.13	6.0	0.05
No identificados	1	6	0.26	6.0	0.05
Total		2008	85.45	1667.6	13.69
GRAN TOTAL		2350	100.00	12179.3	100.00

* Individuos de peso variable o juveniles

H'frec.	2.35	H'biom.	3.15
J	0.61	J	0.68
B	8.03		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm$ S.E.)	7.80 ± 3.7
Nº presas/egagrópila ($x \pm$ S.D.)	11.91 ± 11.38

Riqueza específica de presas 59

Apéndice 5. Espectro alimentario de la lechuzita de madrigueras Athene cunicularia en el Desierto de Mapimí, en el año de 1986
(N egagrópilas = 111).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Sylvilagus auduboni</i> juvenil	300	2	0.18	600	10.83
<i>Spermophilus pilosoma</i> adulto	95	2	0.18	190	3.43
juvenil	50	7	0.63	350	6.32
cría	20	2	0.18	40	0.72
<i>Dipodomys merriami</i> adulto	37	5	0.45	185	3.43
juvenil	18.5	1	0.09	18.5	0.33
<i>Dipodomys nelsoni</i> juvenil	40	1	0.09	40	0.72
<i>Dipodomys</i> sp adulto	40	5	0.45	200	3.61
juvenil	20	2	0.18	40	0.72
<i>Perognathus penicillatus</i> adulto	15	13	1.17	195	3.52
juvenil	10	1	0.09	10	0.18
cría	5	11	0.99	55	0.99
<i>Perognathus baileyi</i>	15	3	0.27	45	0.81
<i>Perognathus</i> sp adulto	12	5	0.45	75	1.35
cría	5	1	0.09	5	0.09
<i>Neotoma albigula</i> juvenil	90	1	0.09	90	1.62
<i>Peromyscus eremicus</i> adulto	20	14	1.26	280	5.05
juvenil	10	1	0.09	10	0.18
cría	6.6	1	0.09	6.6	0.12
<i>Reithrodontomys megalotis</i> adulto	15	4	0.36	60	1.08
Roedor no identificado adulto	18	17	1.53	306	5.52
cría	5	4	0.36	20	0.36
Total		103	8.63	2821.1	50.90
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	1	0.09	189	3.41
<i>Zenaida asiatica</i>	152	1	0.09	152	2.74
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	1	0.09	27	0.49

Apéndice 5. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
<i>Toxostoma curvirostrae</i>	50	1	0.09	50	0.90
Aves no identificadas	20	29	2.61	590	10.65
Total		33	2.77	1008	18.19
Clase Reptilia					
<i>Scaphiopus couchi</i>	17	7	0.63	119	2.15
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	1	0.09	50	0.90
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	16	1.44	160	2.89
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	2	0.18	72	1.30
<i>Cnemidophorus scalaris</i>	20	1	0.09	50	0.90
<i>Masticophis</i> sp	30	5	0.45	105	1.89
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280*	2	0.18	40	0.72
Culebra no ident.	20	4	0.36	80	1.44
Total		38	3.19	676	12.20
Invertebrados					
Scorpiones	2	96	8.65	192	3.46
Arachnida	1	82	7.39	82	1.48
Solifugae	1	47	4.23	47	0.85
Coleoptera	0.5	83	7.48	41.5	0.75
Meloidae	0.5	1	0.09	0.5	0.01
Carabidae	0.5	47	4.23	23.5	0.42
Scarabaidae	0.5	52	4.68	26	0.47
<i>Phyllophaga</i>	0.5	91	8.20	45.5	0.82
<i>Diplotaxis</i>	0.5	3	0.27	1.5	0.03
Elateridae	0.5	2	0.18	1	0.03
Tenebrionidae	0.5	3	0.27	1.5	0.03
Curcullionidae	0.5	9	0.81	4.5	0.08
Grillidae	1	338	30.45	338	6.10
Acrididae	2	33	2.97	66	1.19
Phasmatidae	1	1	0.09	1	0.02
Formicidae	0.001	73	6.58	0.073	0.000
Hymenoptera	1	3	0.27	3	0.05
Vespidae	4	35	3.15	140	2.53
Dermaptera	2	3	0.27	6	0.11
Lepidoptera	1	1	0.09	1	0.02
No identificados	1	16	1.44	16	0.29
Total		1019	85.41	1037.0	18.72
GRAN TOTAL		1193	100.00	5542.1	100.00

* Presas muy pequeñas (crías)

Apéndice 5. Continuación.

H'frec.	2.13	H'biom.	3.08
J	0.62	J	0.89
B		5.45	

Tamaño medio de la presa (MPS) ($\bar{x} \pm S.E.$)	5.23 ± 2.50
Nº presas/egagrópila ($\bar{x} \pm S.D.$)	11.83 ± 6.94

Riqueza específica de presas	48
------------------------------	----

Apéndice 7. Espectro alimentario de la lechuga blanca *Tyto alba* en el Desierto de Mapimi, en el año de 1986 (N egagrópilas = 46+restos).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
juvenil	600*	1	0.75	300	4.84
<i>Rattus rattus</i>					
adulto	180	2	1.49	360	5.80
juvenil	90	1	0.75	90	1.45
cria	60	2	1.49	120	1.93
<i>Mus musculus</i>					
adulto	18	26	19.40	463	7.55
juvenil-cria	9	18	13.43	162	2.61
<i>Thomomys umbrinus</i>					
cria	40	8	5.97	320	5.16
<i>Dipodomys nelsoni</i>					
adulto	80	1	0.75	80	1.29
<i>Neotoma albigula</i>					
adulto	180	6	4.48	1080	17.41
juvenil	90	1	0.75	90	1.45
<i>Peromyscus eremicus</i>					
adulto	20	2	1.49	40	0.64
juvenil	10	2	1.49	20	0.32
cria	6.6	1	0.75	6.6	0.11
<i>Reithrodontomys megalotis</i>					
adulto	15	7	5.22	105	1.69
juvenil	7.5	6	4.48	45	0.73
cria	5	13	9.70	65	1.05
<i>Sigmodon hispidus</i>					
adulto	110	18	13.43	1980	31.92
juvenil	55	3	2.24	165	2.66
cria	36.6	8	5.97	292.8	4.72
Roedor no identificado					
adulto	18	2	1.49	36	0.58
Total		128	95.52	5825.4	93.92
Clase Aves					
Caprimulgidae	57	2	1.49	114	1.84
<i>Mimus polyglottos</i>	53	1	0.75	53	0.85
Aves no identificadas	50-100	2	1.49	200	3.22
Total		5	3.73	367	5.92

Apéndice 7. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Reptilia					
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	1	0.75	10	0.16
Total		1	0.75	10	0.16
GRAN TOTAL		134	100.00	6202.4	100.00

H'frec.	1.85	H'biom.	1.84
J	0.72	J	0.72
B	4.89		
Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$)		48.53 \pm 20.99	
Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$)		3.25 \pm 1.48	

Apéndice 9. Espectro alimentario del aguililla de puntas negras Buteo swainsoni en el Desierto de Mapimi, en el año de 1985
(N egagrópilas = 43+restos).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	18	6.84	9000	43.28
juvenil	600*	1	0.38	300	1.44
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	3	1.14	1500	7.21
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	27	10.27	2565	12.34
juvenil	50	4	1.52	200	0.96
<i>Spermophilus mexicanus</i>	95	2	0.76	190	0.91
<i>Neotoma albigula</i>					
adulto	180	2	0.76	360	1.73
<i>Sigmodon hispidus</i>					
adulto	110	1	0.38	110	0.53
Total		58	22.05	14225	68.41
Clase Aves					
<i>Falco sparverius</i>	93	1	0.38	93	0.45
<i>Zenaida asiatica</i>	152	1	0.38	152	0.73
<i>Geococcyx californianus</i>	210	1	0.38	210	1.01
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	2	0.76	54	0.26
<i>Mimus polyglottos</i>	53	2	0.76	106	0.51
<i>Polioptila melanura</i>	8	1	0.38	8	0.04
<i>Phainopepla nitens</i>	44	1	0.38	44	0.21
<i>Molothrus ater</i>	44	1	0.38	44	0.21
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	1	0.38	21	0.10
Aves no identificadas	50-100	1	0.38	100	0.48
Total		12	4.56	832	4.00
Clase Reptilia					
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	4	1.52	175	0.84
<i>Holbrookia maculata</i>	20	2	0.76	100	0.48
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	29	11.03	290	1.39
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	36	13.69	1296	6.23
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	20	5	1.90	250	1.20
<i>Cnemidophorus scalaris</i>	20	2	0.76	100	0.48
<i>Masticophis flagellum</i>	300	3	1.14	900	4.33
<i>Masticophis</i> sp	300*	4	1.52	350	1.68
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280*	5	1.90	1220	5.87
Culebra no ident.	20	2	0.76	40	0.19
Culebra no ident.	200-300	4	1.52	950	4.57
Total		96	36.50	5671	27.27

Apéndice 9. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Invertebrados					
Coleoptera	0.5	57	21.67	28.5	0.14
Meloidae	0.5	5	1.90	2.5	0.01
Carabidae	0.5	3	1.14	1.5	0.01
Scarabidae	0.5	1	0.38	0.5	tr
<i>Phyllophaga</i>	0.5	3	1.14	1.5	0.01
<i>Diplotaxis</i>	0.5	1	0.38	0.5	tr
Tenebrionidae	0.5	4	1.52	2.0	0.01
Curcullionidae	0.5	5	1.90	2.5	0.01
Acrididae	2.0	7	2.66	14.0	0.07
Phasmatidae	1.0	1	0.38	1.0	tr
Hymenoptera	1.0	10	3.80	10.0	0.05
Total		97	36.88	64.5	0.31
GRAN TOTAL		263	100.00	20792.5	100.00

* El peso de las presas no se consideró superior a los 500 g; o bien los pesos fueron variables por contener individuos juveniles.

H'frec.	2.38	H'biom.	1.81
J	0.71	J	0.54
B	7.15		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$) 145.54 \pm 33.80

Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$) 6.02 \pm 3.27

Apéndice 10. Espectro alimentario del aguililla de puntas negras Buteo swainsoni en el Desierto de Mapimí, en el año de 1986 (N egagrópilas = 46+restos).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	8	2.33	4000	24.04
juvenil	600*	6	1.75	1800	10.82
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	8	2.33	4000	24.04
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	27	7.87	2565	15.41
<i>Dipodomys merriami</i>					
adulto	37	1	0.29	37	0.22
<i>Sigmodon hispidus</i>					
adulto	110	1	0.29	110	0.66
Roedor no identificado					
adulto	18	1	0.29	18	0.11
Total		52	15.16	12530	75.29
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	2	0.58	378	2.27
<i>Zenaida asiatica</i>	152	2	0.58	304	1.83
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	2	0.58	54	0.32
<i>Mimus polyglottos</i>	53	3	0.87	136	0.82
<i>Phainopepla nitens</i>	44	1	0.29	44	0.26
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	2	0.58	42	0.25
<i>Amphispiza bilineata</i>	20	1	0.29	20	0.12
Aves no identificadas	20	5	1.46	100	0.60
Total		18	5.25	1078	6.48
Clase Reptilia					
<i>Scaphiopus couchi</i>	17	1	0.29	17	0.10
<i>Holbrookia maculata</i>	50	1	0.29	50	0.30
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	28	8.16	280	1.68
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	29	8.45	1044	6.27
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	50	9	2.62	450	2.70
<i>Cnemidophorus scalaris</i>	50	2	0.58	100	0.60
<i>Masticophis sp</i>	300*	4	1.17	300	1.80
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280*	2	0.58	380	2.28
<i>Crotalus sp</i>	300*	1	0.29	150	0.90
Total		77	22.45	2771	16.65
Invertebrados					
Arachnida	5	6	1.75	30	0.18
Solifugae	1	1	0.29	1	0.01
Coleoptera	0.5	36	10.50	18	0.11

Apéndice 10. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Carabidae	0.5	32	9.33	16.0	0.10
Scarabidae	0.5	7	2.04	3.5	0.02
<i>Phyllophaga</i>	0.5	5	1.46	2.5	0.02
<i>Diplotaxis</i>	0.5	7	2.04	3.5	0.02
Curculionidae	0.5	7	2.04	3.5	0.02
Acrididae	2.0	83	24.20	166.0	1.00
Hymenoptera	1.0	4	1.17	4.0	0.02
Lepidoptera	2.0	7	2.04	14.0	0.08
No identificados	1.0	1	0.29	1.0	0.01
Total		196	57.14	263	1.58
GRAND TOTAL		343	100.00	16642	100.00

* El peso de las presas no se consideró superior a los 500 g; o bien los pesos fueron variables por contener individuos juveniles.

H'frec.	2.26	H'biom.	1.62
J	0.68	J	0.49
B	6.22		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$) 91.73 \pm 24.79

Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$) 6.29 \pm 3.55

Apéndice 12. Espectro alimentario del halcón cola roja Buteo jamaicensis en el Desierto de Mapimí, en el año de 1985 (N egagrópilas = 58).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	32	10.81	16000	39.11
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	2	0.68	1000	2.44
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	28	9.46	2660	6.50
<i>Spermophilus mexicanus</i>	95	4	1.35	380	0.93
<i>Dipodomys merriami</i>					
adulto	37	6	2.03	222	0.54
<i>Mephitis</i>	3000*	2	0.68	1000	2.44
Total		74	25.00	21262	51.98
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	6	2.03	1134	2.77
<i>Zenaida asiatica</i>	152	8	2.70	1216	2.97
<i>Columbina passerina</i>	38	2	0.68	76	0.19
<i>Geococcyx californianus</i>	210	2	0.68	420	1.03
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	4	1.35	108	0.26
<i>Corvus cryptoleucus</i>	500	2	0.68	500	1.22
<i>Campylorhynchus</i>					
<i>brunneicapillus</i>	50	2	0.68	100	0.24
<i>Toxostoma curvirostrae</i>	50	4	1.35	200	0.49
<i>Mimus polyglottos</i>	53	4	1.35	212	0.52
<i>Cardinalis cardinalis</i>	43	2	0.68	86	0.21
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	12	4.05	252	0.62
Aves no identificadas	20	2	0.68	40	0.10
Aves no identificadas	50-100	6	2.03	300	0.73
Total		56	18.92	4644	11.35
Clase Reptilia					
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	2	0.68	100	0.24
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	14	4.73	140	0.34
<i>Sceloporus poinssetti</i>	50	2	0.68	100	0.24
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	12	4.05	432	1.06
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	15	4	1.35	200	0.49
<i>Cnemidophorus scalaris</i>	15	2	0.68	100	0.24
<i>Masticophis flagellum</i>	300	4	1.35	1200	2.93
<i>Masticophis</i> sp	300*	6	2.03	1400	3.42
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280	28	9.46	8560	20.93
<i>Crotalus</i> sp	300*	8	2.70	2600	6.39
Total		82	27.70	14832	36.26

Apéndice 12. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Invertebrados					
Scorpiones	10.0	4	1.35	40	0.10
Solifugae	1.0	2	0.68	2	tr
Coleoptera	0.5	18	6.08	9	0.02
Carabidae	0.5	2	0.68	1	tr
Scarabidae	0.5	4	1.35	2	tr
<i>Phyllophaga</i>	0.5	8	2.70	4	0.01
Tenebrionidae	0.5	6	2.03	3	0.01
Acrididae	2.0	14	4.73	28	0.07
Hymenoptera	4.0	18	6.08	72	0.18
No identificados	1.0	8	2.70	8	0.02
Total		84	28.38	169	0.41
GRAN TOTAL		296	100.00	40907.5	100.00

* El peso de las presas no se consideró superior a los 500 g; o bien los pesos fueron variables por contener individuos juveniles.

H'frec.	2.98	H'biom.	2.00
J	0.87	J	0.58
B	14.71		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$) 236.90 \pm 86.43

Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$) 4.80 \pm 3.31

Apéndice 13. Espectro alimentario del halcón cola-roja Buteo jamaicensis en el Desierto de Mapimí, en el año de 1986 (N egagrópilas = 34+restos).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i>					
adulto	1200*	16	14.29	8000	42.71
<i>Sylvilagus auduboni</i>					
adulto	1200*	6	5.36	3000	16.02
<i>Spermophilus spilosoma</i>					
adulto	95	14	12.50	1330	7.10
<i>Spermophilus mexicanus</i>					
adulto	95	2	1.79	190	1.01
<i>Neotoma albigula</i>					
adulto	180	2	1.79	360	1.92
Mamífero med.		2	1.79	500	5.34
Ganado		1	1.79	300	2.16
Total		42	37.50	6940	74.10
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	4	3.57	756	4.04
<i>Zenaida asiatica</i>	152	2	1.79	304	1.62
<i>Picoides scalaris</i>	40	1	1.79	40	0.43
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	2	1.79	54	0.29
<i>Corvus cryptoleucus</i>	500	2	1.79	1000	5.34
<i>Carpodacus mexicanus</i>	21	2	1.79	42	0.22
Aves no identificadas	> 50	3	1.79	140	0.53
Total		16	14.29	2336	12.47
Clase Reptilia					
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	8	7.14	80	0.43
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	6	5.36	216	1.15
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	15	4	3.57	200	1.07
<i>Masticophis</i> sp	300*	10	8.93	1700	9.08
Culebr. no ident.	150-300	2	1.79	300	1.60
Total		30	26.79	2496	13.33
Invertebrados					
Coleoptera	0.5	12	10.71	6	0.03
Scarabaidae	0.5	4	3.57	2	0.01
<i>Diplotaxis</i>	0.5	2	1.79	1	0.01
Acrididae	2.0	4	3.57	8	0.04
Hymenoptera	1.0	2	1.79	2	0.01
Total		24	21.43	19	0.10
GRAND TOTAL		112	100.00	18731	100.00

Apéndice 13. Continuación.

H'frec.	2.52	H'biom.	1.59\
J	0.86	J	0.54
B		9.26	
Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$)		318.31 \pm 94.24	
Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$)		3.25 \pm 1.53	

Apéndice 15. Espectro alimentario del aura común *Cathartes aura* en el Desierto de Mapimí, en el año de 1985 (N egagrópilas = 46+restos).

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Clase Mammalia					
<i>Lepus californicus</i> adulto	1200*	27	10.71	13500	33.31
<i>Sylvilagus floridanus</i> adulto	1200*	9	3.57	4500	11.10
<i>Spermophilus spilosoma</i> adulto	95	28	11.11	2660	6.56
Ganado		12	4.76	3600	8.88
Total		76	30.16	24260	59.86
Clase Aves					
<i>Callipepla squamata</i>	189	2	0.79	378	0.93
<i>Zenaida asiatica</i>	152	4	1.59	608	1.50
<i>Geococcyx californianus</i>	210	2	0.79	420	1.04
Caprimulgidae	57	3	1.19	141	0.20
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	27	3	1.19	81	0.27
<i>Campylorhynchus</i> <i>brunneicapillus</i>	50	2	0.79	100	0.25
<i>Mimus polyglottos</i>	53	2	0.79	106	0.26
Aves no identificadas	20	4	1.59	80	0.20
Aves no identificadas	50-100	8	3.17	800	1.97
Total		30	11.90	2714	6.70
Clase Reptilia					
<i>Cophosaurus texanus</i>	20	4	1.59	200	0.49
<i>Holbrookia maculata</i>	20	2	0.79	100	0.25
<i>Sceloporus undulatus</i>	10	14	5.56	140	0.35
<i>Phrynosoma cornutum</i>	36	8	3.17	288	0.71
<i>Cnemidophorus inornatus</i>	20	2	0.79	100	0.25
<i>Masticophis flagellum</i>	300	5	1.98	1500	3.70
<i>Masticophis</i> sp	300*	3	1.19	400	0.99
<i>Pituophis melanoleucus</i>	280	33	13.10	9240	22.80
<i>Pituophis</i> sp	280*	5	1.98	940	2.32
<i>Crotalus</i> sp	300*	2	0.79	600	1.48
Total		78	30.95	13508	33.33
Invertebrados					
Arachnida	5.0	2	0.79	10.0	0.02
Solifugae	1.0	2	0.79	2.0	tr
Coleoptera	0.5	35	13.89	17.5	0.04

Apéndice 15. Continuación.

	Peso (g)	Frec.	%	Biomasa (g)	%
Meloidae	0.5	11	4.37	5.5	0.01
Scarabaidae	0.5	5	1.98	2.5	0.01
<i>Phyllophaga</i>	0.5	7	2.78	3.5	0.01
Grillidae	1.0	2	0.79	2.0	tr
Hymenoptera	1.0	2	0.79	2.0	tr
Dermaptera	2.0	2	0.79	4.0	0.01
Total		68	26.98	49	0.12
GRAN TOTAL		252	100.00	40531	100.00

H'frec.	2.54	H'biom.	1.73
J	0.78	J	0.53
B	8.43		

Tamaño medio de la presa (MPS) ($x \pm S.E.$) 286.50 \pm 56.39

Nº presas/egagrópila ($x \pm S.D.$) 4.48 \pm 2.17

Apéndice 17. Resumen de los hábitos alimentarios y de la riqueza específica de especies-presa de las aves rapaces de Mapimí, Durango, basado en los análisis de presas presentados en las tablas correspondientes a la alimentación de cada ave depredadora. Riqueza específica de las presas de los mamíferos (REM), aves (REA), reptiles (REP) e invertebrados (REI).

a) Frecuencia

	N	Mamíferos %	Aves %	Reptiles %	Invert. %	REM	REA	REP	REI
BV	705	41.7	6.7	13.6	38.0	18	15	10	18
SC	3460	8.9	1.7	4.3	85.1	16	9	12	22
TA*	134	95.5	3.7	0.8	0.0	10	3	1	0
BS	606	18.1	4.9	28.6	48.4	6	10	11	10
BJ	408	28.4	17.7	27.4	26.5	7	13	9	8
CA**	252	30.2	11.9	30.9	26.9	4	10	9	9

b) Biomasa

	N	Mamíferos %	Aves %	Reptiles %	Invert. %
BV	64422	73.9	6.1	18.9	0.9
SC	17721	52.3	10.0	22.5	15.3
TA*	6202	93.9	5.9	0.2	0.0
BS	37434	71.5	5.1	22.5	0.9
BJ	53608	52.6	13.0	34.0	0.4
CA**	40531	59.9	6.7	33.3	0.1

* datos de 1986

** datos de 1985

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

Apéndice 18. Distribución de los tamaños de presa consumidos por las diferentes rapaces del desierto de Mapimí en 1985 y 1986.

a)

Peso de la presa (g)	Porcentaje de las presas en cada clase									
	BV		SC		TA	BS		BJ		CA
	85	86	85	86	86	85	86	85	86	85
0-20	52.6	56.6	95.7	94.7	58.2	49.0	67.6	33.8	28.6	34.1
20-40	7.1	4.9	0.9	2.1	11.9	15.2	10.2	12.2	10.7	4.7
40-80	3.9	6.4	2.3	2.8	6.7	7.9	4.9	9.5	7.1	7.1
80-160	10.9	13.1	0.7	0.2	16.4	14.5	9.9	14.2	21.4	15.9
160-320	13.2	13.1	0.0	0.0	5.9	4.9	0.9	15.5	8.9	19.0
320-640	2.9	0.6	0.3	0.2	0.8	1.5	4.1	4.0	8.9	2.4
> 640	9.3	5.2	0.0	0.0	0.0	6.8	2.3	10.8	14.3	16.7
Nº presas	378	327	2350	1110	134	263	343	296	112	126

b)

Peso de la presa (g)	Porcentaje de la biomasa aportada por presa en cada clase									
	BV		SC		TA	BS		BJ		CA
	85	86	85	86	86	85	86	85	86	85
0-20	3.1	5.2	41.4	58.5	15.4	1.9	4.2	0.8	0.5	0.7
20-40	2.5	2.2	8.6	10.5	9.9	6.7	7.2	2.7	2.1	0.9
40-80	2.2	4.9	22.5	9.0	8.6	5.0	5.1	3.4	2.1	2.3
80-160	11.2	16.5	10.3	7.8	38.0	18.1	20.6	11.1	14.5	10.0
160-320	27.9	35.1	0.0	3.4	23.2	16.3	3.9	30.1	11.3	32.8
320-640	8.4	2.4	17.2	10.8	4.8	8.7	34.9	12.7	26.7	7.4
> 640	44.6	33.7	0.0	0.0	0.0	43.3	24.0	39.1	42.7	45.9
Biomasa	39193	25230	12179	5542	6202	20792	16642	40907	18731	20266

BV, *Bubo virginianus*; SC, *Speotyto cunicularia*; TA, *Tyto alba*; BS, *Buteo swainsoni*; BJ, *Buteo jamaicensis*; CA, *Cathartes aura*

Apéndice 19. Comparación de la diversidad trófica en relación a la frecuencia de presas por grupo faunístico (H'_{frec}) aparecidas en la dieta de las rapaces de Mapimi. Se presenta el valor de t obtenido comparando las H' de cada especie en 1985 y 1986, y para cada par de especies en el mismo año (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

	t	v	p
SC1985-86	1.1408	197.2	NS
BV1985-86	2.9609	178.25	**
BS1985-86	0.7416	199.41	NS
BJ1985-86	3.7378	81.78	**
SC-BV1985	3.5666	182.88	**
SC-BV1986	3.2021	167.02	**
SC-TA1986	1.9253	195.7337	NS
SC-BS1985	2.7274	362.3474	**
SC-BS1986	2.6216	357.68	**
SC-BJ1985	1.6505	188.7468	NS
SC-BJ1986	2.9127	197.25	**
BV-BS1985	6.6063	180.1017	**
BV-BS1986	5.7191	185.5594	**
BV-BJ1985	5.1748	172.373	**
BV-BJ1986	6.3787	150.24	**
BV-TA1986	6.6012	193.15	**
TA-BS1986	1.2875	157.81	NS
TA-BJ1986	1.5339	163.43	NS
BS-BJ1985	0.9577	259.57	NS
BS-BJ1986	0.1080	304.39	NS

SC = Speotyto cunicularia; BV = Bubo virginianus; TA = Tyto alba;
 BS = Buteo swainsoni; BJ = Buteo jamaicensis

Apéndice 20. Comparación de la diversidad trófica en relación a los aportes de biomasa (H'_{biom}) por las presas en la dieta de las rapaces de Mapimí. Se presenta el valor de t obtenido comparando las H' de cada especie en 1985 y 1986, y para cada par de especies en el mismo año (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

	t	v	p
SC1985-86	0.532588	184.9397	NS
BV1985-86	0.719669	178.2633	NS
BS1985-86	0.884079	198.8184	NS
BJ1985-86	2.106605	199.9229	*
SC-BV1985	6.561058	179.8976	**
SC-BV1986	9.682534	186.4311	**
SC-TA1986	10.29503	195.7337	**
SC-BS1985	7.601839	184.5442	**
SC-BS1986	8.46542	149.1229	**
SC-BJ1985	6.674235	188.7468	**
SC-BJ1986	9.331334	158.7528	**
BV-BS1985	0.706729	199.5074	NS
BV-BS1986	1.078254	175.5594	NS
BV-BJ1985	0.2697	198.093	NS
BV-BJ1986	1.285901	185.6328	NS
BV-TA1986	0.14478	196.8149	NS
TA-BS1986	1.23055	162.8458	NS
TA-BJ1986	1.462591	173.413	NS
BS-BJ1985	1.01939	199.5275	NS
BS-BJ1986	0.107802	197.7816	NS

SC = Speotyto cunicularia; BV = Bubo virginianus; TA = Tyto alba;
 BS = Buteo swainsoni; BJ = Buteo jamaicensis

Apéndice 21. Comparación de la diversidad trófica en relación a la frecuencia de presas aparecidas en la dieta de las rapaces de Mapimí, de acuerdo a las categorías de tamaño de presa. El valor de t se obtuvo de la comparación de las H' de cada especie en 1985 y 1986, y de cada par de especies en el mismo año (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

	t	v	p
SC1985-86	0.560383	198.716	NS
BV1985-86	0.897532	199.762	NS
BS1985-86	2.657673	187.9729	*
BJ1985-86	0.56905	196.3648	NS
SC-BV1985	9.68548	199.1715	*
SC-BV1986	9.41452	193.8771	*
SC-TA1986	8.8736	197.6666	*
SC-BS1985	10.3004	199.9617	*
SC-BS1986	6.94389	182.0224	*
SC-BJ1985	14.7742	169.8948	*
SC-BJ1986	17.4215	164.2928	*
BV-BS1985	0.21037	198.7823	NS
BV-BS1986	1.543035	195.9018	NS
BV-BJ1985	2.70788	163.4835	*
BV-BJ1986	4.22649	147.7541	*
BV-TA1986	0.850039	199.013	NS
TA-BS1986	0.806182	191.3286	NS
TA-BJ1986	5.56394	153.9227	*
BS-BJ1985	2.6052	171.2788	*
BS-BJ1986	5.62071	136.6685	*

SC = Speotyto cunicularia; BV = Bubo virginianus; TA = Tyto alba;
 BS = Buteo swainsoni; BJ = Buteo jamaicensis

Apéndice 22. Comparación de la diversidad trófica en relación al aporte de biomasa que dieron las categorías de tamaño de presa consideradas. El valor de t se obtuvo de la comparación de las H' de cada especie en 1985 y 1986, y de cada par de especies en el mismo año (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$).

	t	v	p
SC1985-86	1.153173	160.6413	NS
BV1985-86	0.897532	199.7627	NS
BS1985-86	0.48943	197.7525	NS
BJ1985-86	0.507892	199.9979	NS
SC-BV1985	0.3435	161.988	NS
SC-BV1986	0.31707	199.9154	NS
SC-TA1986	2.28611	171.2039	**
SC-BS1985	1.44833	180.4571	NS
SC-BS1986	2.6795	183.639	*
SC-BJ1985	0.41748	183.029	NS
SC-BJ1986	0.92004	190.1701	NS
BV-BS1985	0.82741	193.396	NS
BV-BS1986	2.28349	181.726	**
BV-BJ1985	0.01441	191.472	NS
BV-BJ1986	0.55796	188.5199	NS
BV-TA1986	1.87805	169.147	NS
TA-BS1986	0.61573	196.8152	NS
TA-BJ1986	1.51239	192.192	NS
BS-BJ1985	0.91284	199.8509	NS
BS-BJ1986	1.98877	198.8421	**

SC = Speotyto cunicularia; BV = Bubo virginianus; TA = Tyto alba;
 BS = Buteo swainsoni; BJ = Buteo jamaicensis

Apéndice 23. Matriz de sobreposición del nicho trófico de las aves rapaces de la Reserva de la Biosfera de Mapimí basados exclusivamente en las categorías de presa de los mamíferos.

1985

	AC	BV	BJ	BS
AC	--	0.465	0.350	0.358
BV		--	0.669	0.577
BJ			--	0.961
BS				--
Media	0.391	0.570	0.660	0.632

*Sobreposición de la comunidad = 0.563

1986

	AC	BV	TA	BJ	BS
AC	--	0.935	0.159	0.142	0.097
BV		--	0.175	0.416	0.348
TA			--	0.022	0.027
BJ				--	0.960
BS					--
Media	0.333	0.468	0.096	0.385	0.358

*Sobreposición de la comunidad = 0.328

*Sobreposición búhos = 0.423