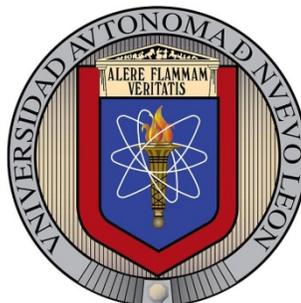


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO



DIETA INVERNAL DE TECOLOTE LLANERO (*Athene cunicularia*)
Y SU INTERACCION CON DOS ESPECIES SIMPÁTRICAS: BÚHO
CUERNO CORTO (*Asio flammeus*) Y LECHUZA DE CAMPANARIO
(*Tyto alba*), EN EL OCCIDENTE DE MÉXICO.

POR

HÉCTOR ENRIQUE VALDEZ GÓMEZ

Como requisito parcial para obtener el Grado de DOCTOR EN CIENCIAS
con Acentuación en Vida Silvestre y Desarrollo Sustentable.

Diciembre de 2014



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

“Dieta invernal de Tecolote llanero (*Athene cunicularia*) y su interacción con dos especies simpátricas: Búho cuerno corto (*Asio flammeus*) y Lechuza de campanario (*Tyto alba*), en el occidente de México”.

Dr. Armando Jesús Contreras Balderas
Director de la Tesis

Dr. Juan Antonio García Salas Dra.
Secretario

Susana Favela Lara
Vocal de la Comisión de Tesis

Dra. María de Lourdes Vilano Lozano
Vocal de la Comisión de Tesis

Dr. Roberto Mercado Hernández
Vocal de la Comisión de Tesis

Monterrey, N.L. 15 de Diciembre de 2014

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Armando J. Contreras Balderas, por su valioso apoyo y optimismo para concretar este trabajo.

Al Dr. Geoffrey L. Holroyd por la oportunidad de estudiar los tecolotes en México, por el financiamiento y apoyo incondicional durante mi estancia en Canadá.

Al Dr. Sergio Guerrero Vázquez, por su disponibilidad y tiempo para resolver mis dudas de los análisis y resultados.

A Helen E. Trefry, de quien aprendí valiosas lecciones de campo y de vida.

El presente trabajo es resultado de la participación de muchas personas, equivalente a innumerables horas de trabajo compartido. Este tiempo no reembolsable, ha sido motivado por la gran simpatía que inspiran los tecolotes. Tengo la firme convicción que quienes recorrieron los predios de Peñuelas y Valencianita, en Irapuato; o la Base Aérea de Zapopan, quedaron cautivados por esta peculiar ave que difícilmente olvidarán. A todas ellas mi sincero agradecimiento.

Así mismo a aquellas instituciones comprometidas, al depositar su voto de confianza:

Subdirección de Estudios de Posgrado (UANL); Laboratorio de Ornitología (UANL); CONACYT (Beca No 214632); Fuerza Aérea Mexicana; Centro de Estudios en Zoología (U de G); Instituto de Ciencias Agrícolas (U. de Gto.); Colección Nacional de Aves (UNAM); National Fish and Wildlife Foundation; Environment Canada; World Wildlife Fund Canada.

DEDICATORIA

Para Tere, Yael y Estefanía

Créditos de la imagen separadora de títulos:

Grabado titulado 'Burrowin Owl' por Nicola Barsaleau

[<http://www.pinterest.com/pin/203858320604744602/>].

TABLA DE CONTENIDO

Sección	Página
ABSTRACT.....	i
RESUMEN.....	ii
CAPÍTULO I	
DIETA DEL TECOLOTE LLANERO EN EL CENTRO Y EL OCCIDENTE DE MÉXICO.	
INTRODUCCIÓN.....	1
DEFINICION DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN.....	3
OBJETIVOS.....	4
HIPOTESIS.....	5
ANTECEDENTES	
<i>Generalidades</i>	6
<i>Estudios previos</i>	8
<i>Información para México</i>	10
MATERIAL Y MÉTODO.....	12
<i>Análisis</i>	14
<i>Frecuencias y Biomasa</i>	15
<i>Análisis de Datos Categóricos</i>	16
<i>Análisis de Conglomerados</i>	17
<i>Diversidad de Presas</i>	18
ÁREA DE ESTUDIO	
<i>Irapuato</i>	21
<i>Zapopan</i>	23
RESULTADOS	
<i>Contexto general</i>	26
FRECUENCIAS IRAPUATO	
<i>Artrópodos</i>	28
<i>Mamíferos</i>	34
<i>Aves</i>	35
<i>Reptiles</i>	37
<i>Pruebas de Contingencia Frecuencias Irapuato</i>	38
FRECUENCIAS ZAPOPAN	
<i>Artrópodos</i>	38
<i>Mamíferos</i>	40
<i>Aves</i>	41
<i>Reptiles</i>	42
<i>Pruebas de Contingencia Frecuencias Zapopan</i>	43
BIOMASA IRAPUATO.....	
<i>Pruebas de Contingencia Biomasa Irapuato</i>	48
BIOMASA ZAPOPAN.....	
<i>Pruebas de Contingencia Biomasa Zapopan</i>	51

Sección	Página
CONTRASTES ENTRE INVIERNOS Y LOCALIDADES	
<i>Frecuencias Irapuato vs Zapopan</i>	51
<i>Biomasa Irapuato vs Zapopan</i>	52
<i>Análisis de similitud entre localidades</i>	53
DIVERSIDAD DE PRESAS	55
DISCUSION	
<i>Notas preliminares</i>	65
<i>Frecuencias Artrópodos</i>	66
<i>Frecuencias Mamíferos</i>	67
<i>Frecuencias Aves</i>	68
<i>Frecuencias Reptiles</i>	68
<i>Biomasa</i>	69
<i>Análisis de similitud</i>	70
<i>Diversidad de presas</i>	72
CONCLUSIONES	75
LITERATURA CITADA	76
CAPÍTULO II	
TRASLAPE DE DIETAS DE TECOLOTE LLANERO, BÚHO CUERNO CORTO Y LECHUZA DE CAMPANARIO, DURANTE EL INVIERNO 2002-2003 EN EL MUNICIPIO DE ZAPOPAN, JALISCO.	
INTRODUCCIÓN	83
DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN	84
OJETIVOS	85
HIPÓTESIS	85
ANTECEDENTES	86
MATERIAL Y MÉTODO	
<i>Análisis</i>	87
RESULTADOS	89
PORCENTAJE DE FRECUENCIA	
<i>Artrópodos</i>	90
<i>Mamíferos</i>	90
<i>Aves</i>	92
<i>Reptiles</i>	93
PORCENTAJE DE BIOMASA	93
AMPLITUD DE NICHOS TRÓFICOS	95
DIVERSIDAD DE PRESAS	96

Sección	Página
DISCUSIÓN.....	98
CONCLUSIONES.....	102
LITERATURA CITADA.....	103
CAPÍTULO III	
USO Y ESTRUCTURA DEL HÁBITAT POR TECOLOTE LLANERO EN IRAPUATO Y ZAPOPAN, INCLUYENDO BÚHO CUERNO CORTO Y LECHUZA DE CAMPANARIO PARA ESTA ÚLTIMA LOCALIDAD.	
INTRODUCCIÓN.....	105
DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN.....	106
OJETIVOS.....	106
HIPÓTESIS.....	107
ANTECEDENTES.....	107
MATERIAL Y MÉTODO.....	108
<i>Tipos de hábitat</i>	109
<i>Estructura de la vegetación</i>	110
<i>Descripción de madrigueras de tecolote llanero</i>	110
<i>Análisis</i>	112
RESULTADOS	
<i>Tecolote llanero Irapuato</i>	113
<i>Tecolote llanero Zapopan</i>	118
<i>Búho cuerno corto Zapopan</i>	124
<i>Lechuza de campanario Zapopan</i>	127
DISCUSIÓN.....	128
<i>Limitantes del estudio</i>	128
<i>Uso del hábitat y estructura de la vegetación</i>	129
<i>Sobrevivencia invernal</i>	131
<i>Madrigueras invernales</i>	132
<i>Búho cuerno corto</i>	134
<i>Lechuza de campanario</i>	135
CONCLUSIONES.....	137
LITERATURA CITADA.....	139

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
CAPÍTULO I		
1.1	Distribución actual del Tecolote llanero.....	7
1.2	Rango de distribución histórica de Tecolote llanero occidental.....	8
1.3	Tendencias de temperatura invernal en el municipio de Irapuato Gto.....	21
1.4	Área de estudio en el municipio de Irapuato, Guanajuato.....	22
1.5	Área de estudio en el municipio de Zapopan, Jalisco.....	24
1.6	Tendencias de temperatura invernal en el municipio de Zapopan Jal.....	25
1.7	Frecuencia global por grupos e inviernos, Irapuato y Zapopan.....	27
1.8	Frecuencia de consumo mensual global de artrópodos. Irapuato (99-00).....	28
1.9	Frecuencia de consumo mensual excluyendo Ortópteros. Irapuato (99-00).....	29
1.10	Frecuencia de consumo mensual global de artrópodos. Irapuato (00-01).....	30
1.11	Frecuencia de consumo mensual excluyendo Ortópteros. Irapuato (00-01).....	31
1.12	Frecuencia de consumo mensual global de artrópodos. Irapuato (01-02).....	31
1.13	Frecuencia de consumo mensual excluyendo Ortópteros. Irapuato (01-02).....	32
1.14	Frecuencia de consumo mensual global de artrópodos. Irapuato (02-03).....	33
1.15	Frecuencia de consumo mensual excluyendo Ortópteros. Irapuato (02-03).....	33
1.16	Frecuencia de consumo mensual de mamíferos. Cuatro inviernos Irapuato.....	35
1.17	Aves en la dieta de tecolote llanero durante cuatro inviernos. Irapuato.....	36
1.18	Reptiles en la dieta de tecolote llanero durante cuatro inviernos. Irapuato.....	37
1.19	Frecuencia de consumo mensual de artrópodos. Zapopan (01-02).....	39
1.20	Frecuencia de consumo mensual de artrópodos. Zapopan (02-03).....	40
1.21	Frecuencia de consumo mensual de mamíferos. Inviernos Zapopan..	41
1.22	Aves en la dieta de tecolote llanero durante dos inviernos. Zapopan.....	42
1.23	Reptiles en la dieta de tecolote llanero durante dos inviernos. Zapopan.....	43
1.24	Porcentaje de biomasa por grupos e inviernos. Irapuato y Zapopan.....	45
1.25	Biomasa mensual estandarizada. Irapuato (99-00).....	46
1.26	Biomasa mensual estandarizada. Irapuato (00-01).....	47
1.27	Biomasa mensual estandarizada. Irapuato (01-02).....	47
1.28	Biomasa mensual estandarizada. Irapuato (02-03).....	48
1.29	Biomasa mensual estandarizada. Zapopan (01-02).....	50
1.30	Biomasa mensual estandarizada. Zapopan (02-03).....	50
1.31	Valores de biomasa estandarizada entre inviernos pareados y localidades.....	54
1.32	Diagrama de similitud frecuencias de artrópodos. Irapuato y Zapopan.....	56
1.33	Diagrama de similitud frecuencias de mamíferos. Irapuato y Zapopan.....	57
1.34	Diagrama de similitud frecuencias de aves. Irapuato y Zapopan.....	58
1.35	Diagrama de similitud frecuencias de reptiles. Irapuato y Zapopan.....	59
1.36	Alfa de Fisher con IC al 95%, para artrópodos, por inviernos y municipios.....	62
1.37	Alfa de Fisher con IC al 95%, para cordados, por inviernos y municipios.....	62
CAPÍTULO II		
2.1	Frecuencia de presas consumidas por Strigiformes simpátricos (2002, 2003).....	89
2.2	Consumo mensual de Ortópteros por búho cuerno corto.....	90
2.3	Consumo de Ortópteros por lechuza de campanario.....	91
2.4	Pequeños mamíferos en la dieta de búho cuerno corto.....	91
2.5	Pequeños mamíferos consumidos por lechuza de campanario.....	92
2.6	Principales familias de aves en la dieta de búho cuerno corto.....	92
2.7	Categorías de presa de aves presentes en la dieta de lechuza de campanario.....	93
2.8	Biomasa de las principales presas de Strigiformes simpátricos invierno (02-03)...	94

Figura		Página
2.09	Biomasa estandarizada de gramos por regurgitado y/o presas por regurgitado.....	94
2.10	Alfa de Fisher con IC asociados al consumo de artrópodos por Strigiformes.....	97
2.11	Alfa de Fisher con IC asociados al consumo de cordados por Strigiformes.....	97

CAPÍTULO III

3.1	Criterio de medidas obtenidas de las madrigueras.....	111
3.2	Presencia invernal de tecolote llanero basada en conteos mensuales.....	113
3.3	Lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia (99-00).....	114
3.4	Tipos de hábitat para cada polígono convexo mínimo de tecolote llanero.....	115
3.5	Porcentaje de formas de vida para cada tipos de hábitat.....	115
3.6	Densidad y altura promedio de la vegetación.....	116
3.7	Distancia de la madriguera al sitio de forrajeo. Irapuato (99-00).....	116
3.8	Número de individuos presentes, en función de las distancias a sus madrigueras.....	117
3.9	Lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia en Zapopan (01-02).....	118
3.10	Lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia en Zapopan (01-02).....	119
3.11	Tipos de hábitat presente en cada polígono convexo mínimo. Zapopan (01-02).	120
3.12	Tipos de hábitat presente en cada polígono convexo mínimo. Zapopan (02-03).	120
3.13	Porcentaje de formas de vida por tipos de hábitat Zapopan.....	121
3.14	Altura de la vegetación y obstrucción visual por tipos de hábitat. Zapopan.....	121
3.15	Distancia entre madriguera activa al sitio de forrajeo. Zapopan (01-02).....	124
3.16	Distancia entre madriguera activa al sitio de forrajeo. Zapopan (02-03).....	125
3.17	Porcentaje de tipos de hábitat por polígono convexo mínimo de búho cuerno corto y lechuza de campanario.....	125
3.18	Distancia entre el vecino próximo en función de la densidad de búho cuerno corto.....	126

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
CAPÍTULO I		
1.1	Información general por inviernos y municipios, asociada a la dieta del tecolote llanero.	27
1.2	Análisis de datos categóricos basados en frecuencias de presas durante cuatro inviernos en Irapuato, Gto.....	38
1.3	Análisis de datos categóricos basados en frecuencias de presas durante cuatro inviernos en Zapopan, Jal.....	44
1.4	Porcentaje de Biomasa para los municipios de Irapuato, Gto. y Zapopan, Jal.....	45
1.5	Análisis de datos categóricos basados en biomasa de presas durante cuatro inviernos en Irapuato, Gto.....	49
1.6	Análisis de datos categóricos basados en biomasa de presas durante dos inviernos en Zapopan, Jal.....	51
1.7	Análisis de datos categóricos a partir de las frecuencias. Irapuato vs Zapopan (01-02, 02-03).....	52
1.8	Análisis de datos categóricos a partir de la biomasa. Irapuato vs Zapopan (01-02, 02-03)	53
1.9	Cálculo de máxima similitud de las series Log Normal Truncada, Logarítmica, Geométrica y de Palo quebrado para artrópodos y cordados. Irapuato.....	60
1.10	Cálculo de máxima similitud de las series Log Normal Truncada, Logarítmica, Geométrica y de Palo quebrado para artrópodos y cordados. Zapopan.....	61
1.11	Índices de diversidad de Artrópodos y Cordados para el municipio de Irapuato, Gto.....	63
1.12	Índices de diversidad de Artrópodos y Cordados para el municipio de Zapopan, Jal.....	64
CAPÍTULO II		
2.1	Información general de la dieta de Strigiformes simpátricos en Zapopan, Jal.....	89
2.2	Frecuencia y Biomasa de presas consumidas por Strigiformes simpátricos en Zapopan.	94
2.3	Peso promedio y desviación estándar de las presas de Strigiformes en Zapopan.....	95
2.4	Amplitud de nicho trófico asociado al consumo de Strigiformes en Zapopan.....	95
2.5	Índices de diversidad de Artrópodos y Cordados Strigiformes simpátricos Zapopan....	96
CAPÍTULO III		
3.1	Medidas de tendencia central lineales y circulares, de madrigueras en Irapuato.....	117

Tabla		Página
3.2	Extrapolación entre polígonos convexos mínimos en Irapuato, Gto.....	118
3.3	Información asociada a madrigueras de Strigiformes. Dos inviernos en Zapopan.	122
3.4	Extrapolación entre polígonos convexos mínimos. Zapopan (01-02).....	123
3.5	Extrapolación entre polígonos convexos mínimos de Strigiformes. Zapopan.....	123
3.6	Medidas de tendencia central lineales y circulares de madrigueras de Zapopan...	124
3.7	Información sobre conteos de búho cuerno corto al interior de las base aérea.....	126

LISTA DE ANEXOS

Anexo		Página
CAPÍTULO I		
1	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 1999 – 2000.....	143
2	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2000 – 2001.....	145
3	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2001 – 2002.....	147
4	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2002 – 2003.....	149
5	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2001 – 2002.....	151
6	Dieta de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003.....	153
7	Tablas de distancias cofenéticas para los principales grupos de presas por invierno y localidad.....	155
CAPÍTULO II		
8	Dieta del búho cuerno corto en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003.....	156
9	Dieta de lechuza de campanario en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003.....	158
CAPÍTULO III		
10	Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 1999 – 2000.....	159
11	Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2001 – 2002.....	159
12	Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2002 – 2003.....	159
13	Distancias entre madrigueras activas y los sitios de forrajeo de cada frecuencia en el municipio de Irapuato.....	160
14	Datos de distancias (m) entre madrigueras activas y los sitios de forrajeo de cada frecuencia durante dos inviernos en el municipio de Zapopan.....	160

IMÁGENES TELEMETRÍA

Frecuencia	Página
IRAPUATO 1999 – 2000	
049.....	161
310.....	161
623.....	162
642.....	162
657.....	163
ZAPOPAN 2001 – 2002	
099.....	163
181.....	164
352.....	164
453.....	165
549.....	165
579.....	166
663.....	166
ZAPOPAN 2002 – 2003	
057.....	167
238.....	167
252.....	168
341.....	168
875.....	169
012.....	169
582.....	170
660.....	170

ABSTRACT

It is described the diet of Burrowing Owl over four winters in Irapuato, Gto. (1999 – 2003) and two winters in Zapopan, Jal. (2001 – 2003). Prey categories homogenized at the level of family for arthropods and genus or species for chordates conferred a consumption of invertebrates above 97% for all winters and locations. Where Orthoptera was the most representative order followed by Lepidoptera while mammals, birds and reptiles shared the remaining percentage. Regarding the biomass, the chordates achieved greater representativeness with variation of 25% to 40%, providing significant differences among prey and winters. The standardized biomass showed a generalized increment during late winter in Irapuato but not in Zapopan. The dendrogram of frequencies for arthropods and chordates remained highly congruent by linking consumption between locations. 95% confidence intervals from Fisher Alpha index resulted wide enough to consider no differences among winters and locations. Minimum winter temperatures played a determinant role for triggering shifts in prey consumption. In Zapopan, during 2002 – 2003 trophic niche breadth between Short-eared Owl and Barn Owl was 0.97; Short-eared Owl and Burrowing Owl achieved 0.21, whilst Barn Owl and Burrowing Owl got an index of 0.15. The highest bird consumption corresponded to Short-eared Owl and rodents were mainly preyed by Barn Owl, these tendencies although reflected in values of diversity were not enough to segregate confidence intervals in a significant way. The minimum convex polygon of 17 radio-tagged Burrowing Owls in both municipalities resulted highly variable with a range of use of 20.3 to 194.5 ha. It was found an average of 6.3 categorized habitats per individual convex polygon, showing a marked preference for low density short grasses and crops. Burrowing Owl population in Irapuato showed a high response to burrow availability along furrows conformed by ripped soils in two contiguous plots of 25 and 19 ha. This area, gradually colonized, depicted a lineal tendency ($R^2 = 0.9$) regarding the distance of nearest neighbor and owl density. Among burrow measures internal diameter presented the lowest variability, while their orientation did not respond to specific concentration (IR: $r = 0.13$; ZP: $r = 0.17$). Distance between burrows and foraging sites presented an ample range (29m – 4432m). In Zapopan, the home range of two Short-eared Owls tagged averaged 185.7 ha, using predominantly mixed grassland and military infrastructure. These owls conformed communal roosts of 4 to 17 individuals. Barn Owl territory added 466.8 ha, dominated by seasonal crops, farms and military infrastructure. Over the winters it was not detected the use of satellite burrows as mentioned in breeding fields. The mixed grassland at Zapopan Airbase and its management practices resulted highly compatibles with the winter survival of both migratory and resident Strigiformes.

RESUMEN

Se describe la dieta de Tecolote llanero durante cuatro inviernos en Irapuato, Gto. (1999 – 2003) y tres en Zapopan, Jal. (2001 – 2003). Las categorías de presas homogenizadas a nivel familia para artrópodos y género o especie para cordados, arrojaron un consumo de invertebrados superior al 97% en todos los inviernos y localidades. Donde Orthoptera fue el orden más representativo, seguido de Lepidoptera, mamíferos, aves y reptiles compartieron el porcentaje restante. Respecto a la biomasa, los cordados alcanzaron mayor representatividad, con variación de 25% a 40%, arrojando diferencias significativas entre presas e inviernos. La biomasa estandarizada mostró un incremento generalizado a finales de los inviernos en Irapuato, no así en Zapopan. El dendrograma de frecuencias de artrópodos y cordados, mantuvo alta congruencia al asociar consumos entre localidades. Los intervalos de confianza al 95% del el Alfa de Fisher, resultaron suficientemente amplios para inferir no diferencias entre inviernos y localidades. Las temperaturas mínimas invernales fueron determinantes para disparar recambios en consumo de presas. En Zapopan, durante 2002 – 2003, la amplitud de nicho trófico entre búho cuerno corto y lechuza de campanario fue de 0.97; tecolotes y búhos obtuvieron 0.21, mientras que el índice de tecolotes y lechuzas fue del 0.15. El mayor consumo de aves se registró en búhos mientras que roedores fue para lechuzas; los intervalos de confianza en términos de diversidad, no arrojaron diferencias significativas. El polígono convexo mínimo de 17 tecolotes llaneros rastreados en ambos municipios, resultó altamente variable con rangos de 20 a 194 ha. Encontrándose en promedio 6.3 hábitats, con marcada preferencia hacia pastos cortos de baja densidad, cultivos y pastizales. Las poblaciones de tecolotes de Irapuato tuvieron alta respuesta a madrigueras sobre surcos conformados en suelos roturados, en dos predios contiguos de 25 y 19 ha. Esta área gradualmente colonizada, simuló una tendencia lineal ($R^2 = 0.9$) respecto a la distancia entre el vecino próximo y densidad de tecolotes. De las medidas de madrigueras, el diámetro interior generó menor variación, mientras que su orientación, no arrojó una tendencia específica (IR $r = 0.13$; ZP $r = 0.17$). Las distancias entre madrigueras y sitios de forrajeo presentó amplios rangos (29m – 4432m). El ámbito hogareño de dos búhos promedió 185.7 ha, usando principalmente pastizales e instalaciones militares. Estos conformaron madrigueras comunales entre 4 y 17 individuos. La lechuza sumó 466.8 ha, dominadas por cultivos, granjas, e instalaciones militares. Durante el período invernal, no se detectó uso de madrigueras satelitales como se menciona en zonas reproductivas. La Base Aérea de Zapopan y sus prácticas de manejo, resultaron altamente compatibles con la supervivencia invernal de Strigiformes tanto migratorios como residentes.

CAPÍTULO I

DIETA DEL TECOLOTE LLANERO EN EL CENTRO Y EL OCCIDENTE DE MÉXICO

INTRODUCCIÓN

Las aves de presa mantienen una relevancia significativa en el ecosistema por ocupar uno de los últimos niveles en la pirámide trófica. Este grupo, a lo largo de su historia evolutiva ha experimentado importantes transiciones, siendo la dieta un factor determinante en su especialización anatómica y de comportamiento. Dichas adaptaciones se hallan particularmente presentes en el orden Strigiformes, el cual opera con extrema eficiencia como depredador nocturno. No obstante, este gremio tiende a ser menos abundante comparado con otros, aunado a sus hábitos sigilosos; lo que les hace difíciles de detectar. De ahí que han sido uno de los grupos menos estudiados, a tal grado que algunas especies de tecolotes han experimentado una disminución en sus poblaciones, antes de conocerse a fondo su ecología.

El Tecolote llanero occidental *Athene cunicularia hypugaea* (Bonaparte, 1825), ha experimentado un sensible decremento en las últimas décadas dentro de su rango de distribución en Norteamérica. En Canadá, se decretó “Amenazada” en 1979, pasando a la categoría “En peligro” desde 1995, debido a que su población disminuyó un 90% al punto de que en la actualidad se estima entre 800 y 1600 individuos. En Estados Unidos se encuentra bajo “Consideración Especial” a nivel federal, además de estar protegida por el Tratado de Aves Migratorias. En México, se catalogó como “Amenazada” desde 1994, perdiendo su estatus en el 2001, para reivindicarse en 2010 bajo la categoría “Sujeta a Protección Especial”.

Su hábitat se limita a zonas abiertas bien drenadas, praderas, desiertos y pastizales. Principalmente en paisajes con vegetación baja y discontinua, así como ambientes modificados por el hombre como cultivos, aeropuertos, campos de golf y zonas rurales o suburbanas. Una particularidad que hace única a esta especie respecto al

resto de tecolotes, es su historia evolutiva íntimamente asociada al suelo, al utilizar madrigueras para anidar y ocultarse de sus depredadores y anidar.

Esta como numerosas aves migratorias neotropicales, en primavera y verano se reproduce en latitudes desde el sur de Canadá, emigrando en el otoño en busca de mejores condiciones para su sustento. En tanto que poblaciones de tecolote llanero presentes en una franja localizadas entre los estados sureños de Estados Unidos y el Trópico de Cáncer, se les considera residentes.

Esta situación, ha propiciado una vasta bibliografía en torno a su biología reproductiva de América del Norte, y muy poca información para sus áreas invernales en donde el tecolote llanero permanece casi 5 meses. En México, a pesar de presentar una amplia distribución, sus áreas reproductivas, no han sido adecuadamente descritas y mucho menos en sus zonas de estancia invernal.

Discernir lo que un animal come, es esencial para explicar aspectos básicos de su ecología, consecuentemente, determinar la dieta es central para entender los requerimientos de la especie. Por ende, el análisis de regurgitados conformados por partes no digeridas de las presas consumidas, es una excelente técnica para estudiar la dieta en tecolotes de talla mediana. La conservación y protección de rapaces nocturnas, precisan de un entendimiento confiable de sus necesidades a fin de implementar estrategias eficientes de manejo. Así, en un esfuerzo por conocer más acerca de la ecología invernal del tecolote llanero, el Servicio Canadiense de Vida Silvestre patrocinó recorridos en el sur de Texas y el centro de México.

El Capítulo I ofrece una descripción detallada de la dieta invernal de tecolote llanero, basada en el análisis de regurgitados colectados a lo largo de cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Guanajuato y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jalisco. Se contrasta su variación mensual entre estaciones de invierno y localidades.

DEFINICION DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

El tecolote llanero a pesar de presentar una amplia distribución en Norteamérica, ha experimentado una importante contracción en su rango de distribución histórica a lo largo de las últimas cuatro décadas. Esta situación ha motivado innumerables estudios en torno a su biología reproductiva, ya que la mayoría de búhos de Canadá hasta el centro de EEUU, emigran al sur durante el invierno (Octubre – Marzo).

En nuestro país información en torno a la especie resulta escasa, si bien se han realizado trabajos incipientes sobre diversos aspectos de su ecología, estos se han llevado a cabo en la franja de poblaciones residentes localizada al sur de Estados Unidos y estados del norte de México.

La presente disertación se centra en analizar la dieta de tecolote llanero occidental a lo largo de cuatro inviernos continuos en el municipio de Irapuato, Guanajuato; y dos inviernos continuos en el municipio de Zapopan, cuyas latitudes se ubican casi 3° al sur del Trópico de Cáncer correspondiente a la zona geográfica invernal de las poblaciones estudiadas (Howell y Web, 1995; Rodríguez-Estrella y Granados, 2006).

Por tal motivo, el tamaño de las muestras obtenidas y la continuidad en las colectas, otorgan al presente trabajo certeza estadística, además de concretar un vacío de información de relevancia hemisférica para la especie.

OBJETIVO GENERAL

Describir la dieta del Tecolote llanero occidental *Athene cunicularia hypugaea* (Bonaparte, 1825) durante su estancia invernal en el centro y el occidente de México.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la dieta del Tecolote llanero durante cuatro inviernos en un área puntual del municipio de Irapuato, Guanajuato.
2. Discernir la dieta del Tecolote llanero durante dos inviernos en un área puntual del municipio de Zapopan, Jalisco.
3. Esquematizar el consumo mensual de las presas más representativas en términos de porcentaje, tanto en su frecuencia de consumo como de biomasa, en ambos municipios.
4. Evidenciar diferencias significativas relacionadas con frecuencias de consumo y biomasa entre inviernos y localidades.
5. Contrastar niveles de similitud – disimilitud asociados al consumo de presas entre inviernos y localidades.
6. Establecer relaciones en términos de diversidad de presas, presentes en la dieta del tecolote entre inviernos y localidades.
7. A partir de los resultados, interpretar aspectos relevantes de la ecología invernal del tecolote llanero.

HIPOTESIS

El porcentaje de la frecuencia de las presas que integran la dieta del tecolote llanero, varían entre:

- a) Estancias invernales.
- b) Meses.
- c) Localidades.

El porcentaje de biomasa consumido por el tecolote es consistente entre:

- a) Estancias invernales.
- b) Meses.
- c) Localidades.

La diversidad en el consumo de presas resulta equilibrada entre:

- a) Estancias invernales.
- b) Localidades.

ANTECEDENTES

Generalidades

El tecolote llanero, es considerado una especie que utiliza áreas abiertas y bien drenadas, con vegetación discontinua y presencia de arbustos de bajo crecimiento, a fin de incrementar su visibilidad ante depredadores (Buchanan, 1997). Su ocurrencia es variable en pastizales, estepas, praderas, desiertos y tierras agrícolas del Hemisferio Occidental, desde el sur de Canadá, hasta Sudamérica (Coulombe, 1971; Haug *et al.*, 1993). Teniendo especial preferencia hacia zonas modificadas por el hombre, como son áreas rurales y urbanas, cultivos, aeropuertos, campos de golf, y cementerios entre otros (Trulio, 1997).

Su presencia cosmopolita a lo largo del continente americano, se diferencia a partir de caracteres morfológicos, reconociéndose 21 subespecies (dos extintas), las cuales varían en coloración, tamaño y otros rasgos sutiles (Clark, 1997). En Norteamérica, se presentan tres razas o subespecies, la de mayor amplitud corresponde al Tecolote llanero occidental: *Athene cunicularia hypugaea* (Bonaparte, 1825), cuya distribución se extiende desde el sur de Canadá, hasta El Salvador. El Tecolote llanero de Florida: *Athene cunicularia floridana* (Ridgway, 1874), se halla presente en la costa este de Estados Unidos desde Nueva Jersey incrementando su presencia al sur hasta Florida, incluyendo Cuba y las Bahamas. Por último, el Tecolote llanero de Clarión: *Athene cunicularia rostrata* (C. H. Townsend, 1890), con una población muy limitada y endémica al territorio insular de Clarión, en el Archipiélago Revillagigedo (Fig. 1.1).

En años recientes, el tecolote llanero occidental *Athene cunicularia hypugaea* (referido el resto del trabajo como tecolote llanero), ha mostrado una contracción parcial en algunos extremos de su rango de distribución histórica. En su porción norte, fue extirpado de Columbia Británica en los 70's y más recientemente de Manitoba (Wellicome y Haug 1995, Holroyd *et al.*, 2001); una franja en los estados de Minnesota, Iowa y la porción oriental de Oklahoma y Texas, muestra una tendencia similar (Sheffield y Howery, 2001; Wellicome y Holroyd, 2001). De manera similar, la disminución de parejas en el centro y costa sur de California, podría asociarse a la pérdida de su hábitat a partir de la década de los 80 (De Sante *et al.*, 1997) (Fig. 1.2).

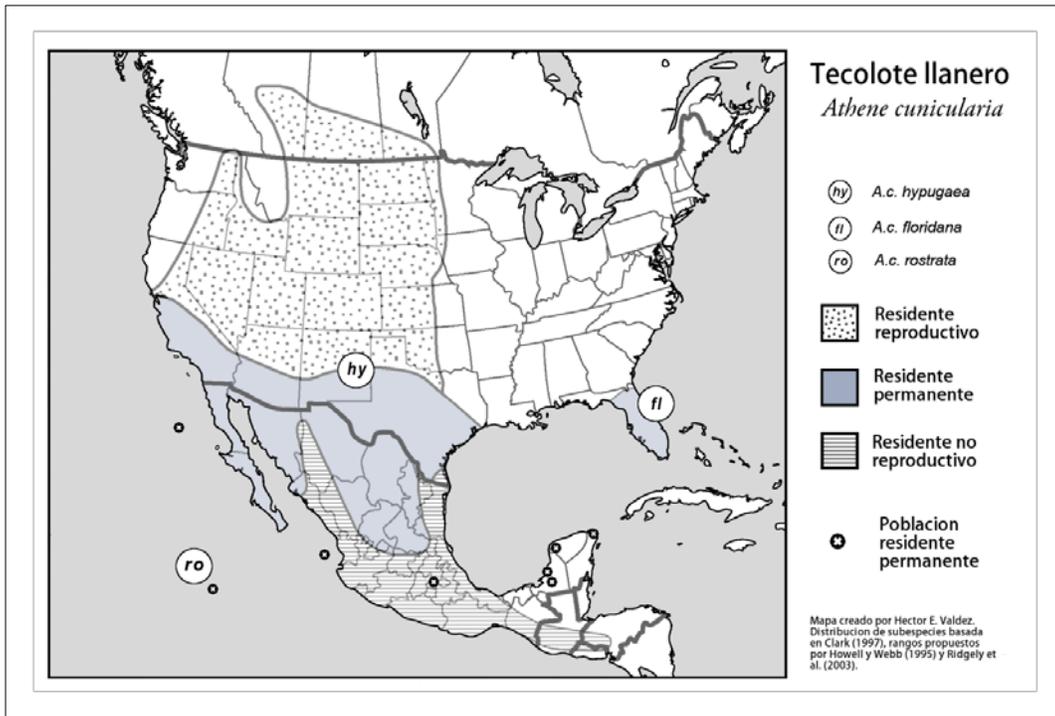


Figura 1.1 Distribución actual del Tecolote llanero (*Athene cunicularia*) en Norteamérica incluyendo subespecies.

A principios del 2000, fueron estimadas menos de 1000 parejas reproductivas en territorio Canadiense, con una tasa negativa del 22% anual (Holroyd, *et al.*, 2001). Esta tendencia fue detectada por primera vez en 1970 (Wellicome y Haug, 1995). Dos años después en Estados Unidos, la especie ingresó a la "Lista Azul Audubon", que determina poblaciones en estatus crítico. Según el programa "Breeding Bird Survey", mediante conteos sobre rutas preestablecidas en Estados Unidos y Canadá, presentó tendencias continuas de 1966 a 2012. La región oriental, reportó un cambio anual de -5.44% con un promedio de 0.2 aves por ruta (N = 16 rutas); la porción central reportó una tendencia de -1.06% y 0.9 tecolotes por ruta (N = 287); mientras que en la región occidental la tendencia fue de -0.56, aunque con una menor densidad alcanzando 0.3 tecolotes por ruta (N = 280). Estos valores presentan variaciones regionales dependiendo de la escala a la cual son consultados (Sauer *et al.*, 2013).

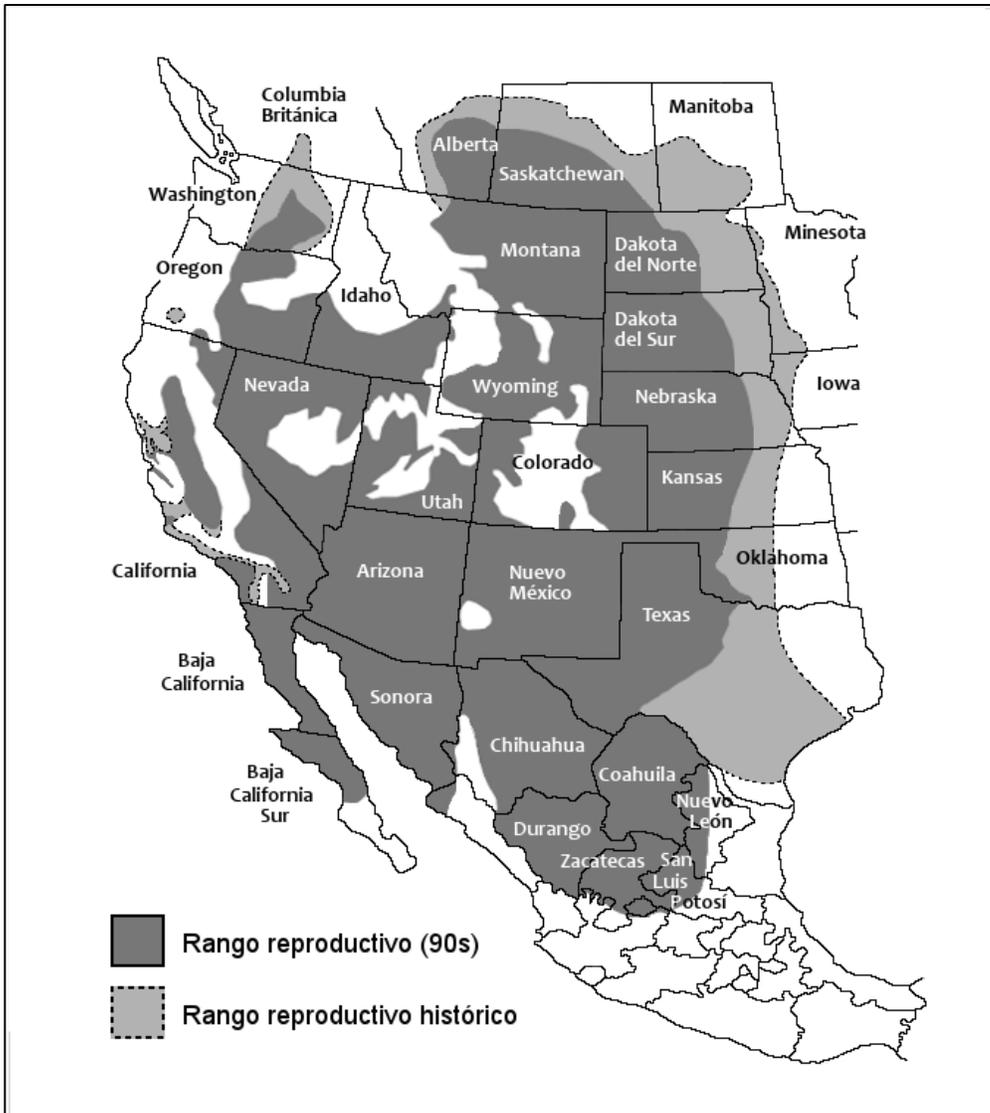


Figura 1.2 Rango de distribución histórica de Tecolote llanero occidental (*Athene cucularia hypugaea*) propuesto por Wellicome y Holroyd, 2001.

Estudios previos

La literatura disponible sobre la biología del tecolote llanero es amplia, mientras que una parte importante de esta concierne a aspectos relacionados con sus hábitos alimenticios (Coulombe, 1971). Los primeros trabajos a los que se tiene referencia, presentaban un carácter anecdótico aunque la proporción en el consumo de presas ya otorgaba cierta importancia a su disponibilidad. Una primera percepción catalogó al tecolote llanero como depredador oportunista, cuya alimentación se basa principalmente

en el consumo de artrópodos, pequeños mamíferos, aves, reptiles y en situaciones excepcionales peces (Baird *et. al.*, 1874; Robertson, 1929; Roberts, 1932; Scott, 1940; Bond, 1942; Longhurst, 1942; Carson, 1951; Glover, 1953; Schmid, 1959). Scott (1940), encontró que en el Condado de Clay en Iowa, los escarabajos del excremento (Scarabaeidae), formaban una parte substancial en la dieta del búho. Longhurst (1942), registró una alta frecuencia de chapulines (Acrididae), en el Valle de San Luis, al sur de Colorado. Por su parte, Bond (1942), reportó partes de sapo en 12 regurgitados colectados en Nevada. Un número significativo de escorpiones, chapulines, escarabajos del excremento y terrestres, ratones de abazones y ratas canguro, integraron la dieta del tecolote llanero estudiado por Glover (1953), en el Condado de Maricopa, Arizona.

Otros trabajos engrosan la lista en los condados de Larimer y Weld, Colorado; durante el período reproductivo de la especie entre abril y septiembre, de 1966 a 1970 (Marti, 1974). Las presas encontradas fueron escarabajos terrestres y del excremento, grillos, chapulines, langostas, y roedores (*Peromyscus* spp., *Microtus* spp.). También se encontraron osamentas de crías de conejos.

Conforme se detectaban tendencias poblacionales negativas, se incrementaron paulatinamente consideraciones en torno a la especie al igual que estudios sobre su ecología, incluyendo una serie de medidas encaminadas a su manejo. (Millsap *et al.*, 1997). Un recuento de publicaciones para el continente americano, determinó que hasta 1993 existían 845 títulos, de los cuales 67 (7.92%), trataban de forma explícita los hábitos alimenticios. De 685 citas asignadas geográficamente, Estados Unidos ostentó 504 publicaciones, Canadá 84, mientras que México, contó con 5. El restante 3% lo compartieron Centroamérica, Sudamérica, Indias Occidentales y resto del mundo.

El número de estudios reportando la dieta durante el período reproductivo es notoriamente mayor, respecto al período invernal. Este último, ha sido incipientemente estudiado. Thomsen (1971), en un trabajo realizado en aeropuerto municipal de Okland, encontró en 209 regurgitados colectados de diciembre a marzo, donde el 82.6% fueron insectos en su mayoría coleópteros y ortópteros; 14.5% correspondió a pequeños mamíferos y un 2.9% fueron aves. Un registro inusual en la isla de Vancouver durante el mes de diciembre, permitió reportar Dermápteros y Coleópteros en apenas 8

regurgitados y dos fragmentos (Morgan *et al.*, 1994). Más recientemente en el sur de Texas, fueron analizados 182 regurgitados colectados entre 1999 y 2004 durante noviembre y febrero. Encontrándose que el 98% de la dieta se compuso de artrópodos, ampliamente representados por grillos (50%), seguido de larvas de lepidópteros (13%), escarabajos (8%) arañas (7%) y tijerillas (6%). Los pequeños mamíferos y las aves sumaron apenas el 2% (Littles *et al.*, 2007).

Información para México

En México, el interés por el tecolote llanero, se ha presentado de manera gradual. Un primer trabajo sobre su ecología reproductiva incluyendo dieta, es el de Rodríguez–Estrella (1997), teniendo como escenario la Reserva de la Biosfera de Mapimí. En este trabajo la frecuencia de invertebrados (85.5%) cedió un importante porcentaje a los reptiles (4.6%), mientras que aves y pequeños mamíferos, ejercieron frecuencias proporcionalmente bajas (1.1% y 8.9%). Así mismo, Ángeles–Mercado (2005), describió la dieta de una población residente en el ex Lago de Texcoco durante el período invernal. Los trabajos en el norte de México, sin embargo, han sido más consistentes. Iturribarría–Rojas (2002), estimó abundancias de tecolote llanero en los valles de Mexicali y San Luis Río Colorado, y su relación con la preferencia del hábitat. En la porción NE del país, una tesis doctoral abordó la ecología invernal del tecolote asociado al perrito de las praderas, en el municipio de Galeana, N.L. En él se reporta la dieta a lo largo de tres inviernos, mediante el análisis de 358 regurgitados, donde los invertebrados representaron en promedio el 85.3%, mamíferos el 12.3%, aves 2.0% y reptiles apenas el 0.4% (Cruz–Nieto, 2006). De igual manera, en el municipio de Galeana N.L., se presentó un estudio enfocado al éxito reproductivo de los tecolotes en zonas prístinas e impactadas asociadas a perros de praderas. Reportándose las presas entregadas a polluelos como la descrita en 160 regurgitados, donde los invertebrados jugaron un papel preponderante, respecto a los mamíferos.

Para el estado de Guanajuato solo se cuenta con una tesis de licenciatura sobre la dieta del tecolote durante dos inviernos en los ejidos Peñuelas y Valencianita del municipio de Irapuato, Gto. (Valdez–Gómez, 2003). La literatura en el estado de Jalisco, únicamente refiere datos anecdóticos sobre avistamientos invernales en la zona

de Los Altos (Valdez y Holroyd, 2000; Rodríguez-Estrella y Granados, 2006), además de un artículo de divulgación en torno a la sobrevivencia (Valdez *et al.*, 2006)

En un esfuerzo por conocer la problemática mas allá de sus fronteras, el Servicio Canadiense de Vida Silvestre, estableció en 1998, un programa de monitoreo para conocer sitios potenciales de distribución invernal del tecolote llanero en el centro de México. En febrero de 1999 fue localizada una población de 36 tecolotes llaneros, en dos predios contiguos, en la localidad de Valencianita, municipio de Irapuato, Guanajuato. Así mismo en octubre de 2001, se localizó un grupo con potencial de ser estudiado en inmediaciones de la Base Aérea Militar No. 5 en el municipio de Zapopan, Jalisco.

Ambas poblaciones fueron monitoreadas durante todas sus estancias invernales, hasta constatar que las madrigueras se encontraban abandonadas en el mes de marzo. Conteos subsecuentes corroboraron la ausencia de tecolotes, comprobándose la condición no reproductiva de dichas poblaciones (Howell y Webb 1995, Enríquez, 1997).

La presente disertación, adiciona los inviernos 2001-2002 y 2002-2003, al trabajo de tesis antes mencionado (no publicado) sobre la dieta del tecolote llanero el municipio de Irapuato, Gto. y los mismos períodos invernales para el municipio de Zapopan, Jal.



MATERIAL Y MÉTODO

El estudio de la dieta del Tecolote llanero, se llevó a cabo durante cuatro estancias invernales (1999-2000, 2000-2001, 2001-2002 y 2002-2003), en predios de los ejidos de Valencianita y Peñuelas, del municipio de Irapuato, Gto. Y dentro del polígono de la Base Aérea militar No. 5, en el municipio de Zapopan, Jal., durante dos estancias invernales (2001-2002 y 2002-2003). Ambas localidades, separadas unos 225 km una de la otra, compartieron características climáticas, actividades pecuarias y usos de suelo similares, por lo menos durante el período en el cual se efectuó el trabajo de campo. Cada lugar fue visitado en diversas ocasiones posteriores a los períodos de estudio, asegurando la ausencia de tecolotes fuera del período invernal.

El análisis e interpretación de la dieta, están basados en la colecta de regurgitados y apéndices de insectos, a la entrada de madrigueras y sus alrededores. Esta labor se realizó dos veces por mes, o en ocasiones una vez al mes tratándose del municipio de Irapuato, Gto. Las visitas a las madrigueras se mantuvieron vigentes desde los primeros avistamiento de tecolotes, regularmente durante la segunda quincena de octubre, hasta que el último tecolote abandonaba el lugar y la producción de regurgitados cesaba. Lo que regularmente acontecía en las primeras semanas de marzo.

Los regurgitados eran colectados en su totalidad. Algunos de ellos con evidente proceso de intemperización o envejecimiento eran eliminados, asegurando así que el material correspondiera al período asignado. Estos eran almacenados en bolsa de papel de estraza a las que se rotulaba el número de madriguera, coordenadas geográficas, número de regurgitados y/o fragmentos colectados y fecha. Las colectas se almacenaban en lugar seco y ventilado en espera de ser analizadas.

Dependiendo de la cantidad de regurgitados disponibles por mes, siempre se procuraba analizar un mínimo de 30 (Daniel, 1989; Zar, 1999), a excepción de la escasa producción de octubre, por el bajo número de tecolotes presentes. En esos casos, era analizada la totalidad de la muestra. De exceder la colecta mensual esta cifra, eran extraídos al azar un número aproximado para su análisis. Cada regurgitado era pesado (mg), y medido a lo largo y ancho (mm). En todos los casos la disección se practicó

mediante disociación mecánica incluso en presencia de pelo y huesos. El contenido total era vertido en una caja de Petri y analizado a través de un estereoscopio con ocular 10x, y objetivo 2x.

Dado que un regurgitado es el desecho de partes duras no aprovechables provenientes de presas consumidas; su identificación, determinación y recuento suelen ser concluyentes para describir la dieta del depredador (Martí, 1973; Rosenberg y Cooper, 1990). De esta manera, las estructuras detectadas eran organizadas para su recuento y determinación al nivel más específico posible. En ausencia de cabezas completas, la simetría bilateral resulta preponderante para asignar el número de individuos presentes, por lo que cualquier pieza como mandíbulas, quelíceros, élitros y otros apéndices, eran asociado con su par correspondiente buscando congruencia de tamaños, forma, textura y coloración (Yalden, 2009). Cada par era contabilizado como un solo individuo, al igual que piezas impares resultantes. Una vez procesado el regurgitado, el material resultante se almacenaba en una pequeña bolsa de celofán numerada. Esto permitía realizar revisiones posteriores a fin de verificar su contenido.

Reportar una diversidad tan variada como resulta la dieta del tecolote llanero, exige una clasificación homogénea, ampliamente aceptada y de fácil interpretación. Por tal motivo, se adoptó el Sistema de Información Taxonómica Integrado (ITIS, 2014), igualmente reconocido por la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.

Ante la ineludible dificultad para determinar todos los grupos zoológicos a un mismo nivel taxonómico, fue necesario partir de dos criterios: Para el Phylum Arthropoda, las presas fueron homologadas al nivel de Familia, mientras que para el Phylum Chordata se procuró niveles de Género y Especie. Este criterio facilitó en gran medida, el manejo y análisis de datos descritos en esta sección. Para el caso de Artrópodos, ocasionalmente determinó a nivel de especie; aunque la mayoría de las veces, en ausencia de evidencias para su correcta determinación o ante etapas de desarrollo, o dimorfismo sexual, las presas fueron asignadas a su nivel taxonómico superior inmediato, seguido del prefijo *Morpho* y su correspondiente código numérico por localidad. En el caso de estructuras no identificadas pero reconocidas para algún

grupo de vertebrados en particular (*e. g.* roedor no id., serpiente no id., etc.) fueron integrados a la lista general dentro de género o familia. De esta manera, el término *Categorías de presas* se utilizó para agrupar todas las presas que conforman la dieta del tecolote. Su determinación se apoyó consultando referencias bibliografía para mamíferos (Hall y Kelson, 1959; Ceballos y Miranda, 2000; Reid, 2006); aves (Rising, 1996; Dunn y Garrett, 1997; Elbroch *et al.*, 2001; Scott y McFarland, 2010) y reptiles (Dixon *et al.*, 1972; Casas y McCoy, 1979; García y Ceballos, 1994; Stebbins, 2003; Campos-Rodríguez *et al.*, 2009). Así como ortópteros (Otte, 1985; Anaya *et al.*, 2000; Capinera *et al.*, 2004), coleópteros (White, 1983; Salas-Araiza y O'Brien, 2001; Larochelle y Lariviere, 2003; Moron *et al.*, 2003), y arácnidos (Bradley, 2013) y lepidópteros (Allen *et al.*, 2005). Las consultas de colecciones biológicas en línea fueron particularmente útiles para determinar algunas familias de artrópodos (American Arachnological Society 2009; Bugguide Net 2011; Forestry Images 2011; University of Kentucky Entomology 2012). La determinación de un importante número de presas se logró gracias al apoyo de taxónomos especializados en diversos grupos zoológicos y mediante visitas a colecciones científicas entre las que destacan el Instituto de Ciencias Agrícolas (Universidad de Guanajuato); el Centro de Estudios en Zoología (Universidad de Guadalajara); el Instituto de Biología (Universidad Nacional Autónoma de México); así como la Colección Ornitológica de la Facultad de Ciencias Biológicas (Universidad Autónoma de Nuevo León).

Análisis

En este trabajo, el diseño experimental se cimienta en el regurgitado como el elemento de diversidad o la unidad de muestra (Marti, 1974; Lowe, 1980; Gotelli y Chao, 2013), por meses y localidades. Donde el número de individuos contabilizados asociados a cada taxa asignada, influenciará de forma directa el esquema analítico diseñado para dar respuesta a las preguntas o hipótesis. De manera general, los grupos de presas más representativos se definen como Artrópodos, Mamíferos, Aves y Reptiles, los cuales aglutinan diversas categorías taxonómicas.

Frecuencias y Biomasa

La manera más práctica de interpretar el consumo de presas es a través de valores continuos de porcentajes en términos de Frecuencia [%F] y Biomasa [%B] (Simmons *et al.*, 1991; Green *et al.*, 1993; Rodríguez-Estrella, 1997). Los cuales dependen de entidades discretas, normalmente asociadas a categorías taxonómicas, meses o localidades (Gotelli y Ellison, 2004). Cuyas formulas se definen mediante:

$$\%F = f_i / \sum f_i (100)$$

En donde el f_i es la frecuencia del componente “ i ”.

$$\%B = Nf_i (wf_i)$$

Donde N es el número de presas y “ w ” corresponde al peso fresco de la presa.

El cálculo de la biomasa se basó en el peso fresco de las presas. Algunos organismos fueron capturados y liberados *in situ* para estos fines, otros datos procedieron de consultas bibliográficas (Sage, 1982; Steenhof, 1983). En el caso de artrópodos, la masa asignada a las familias, correspondió al peso promedio de los taxa más representativos de acuerdo a la proporción de su consumo. Un ejemplo claro aplica a grillos (Fam. Gryllydae) y chapulines (Fam. Acrididae). Dado que varias especies con diferencia de pesos se agrupan en una misma familia, se procedió a promediar la masa final asignada mediante la fórmula:

$$M_f = \sum w_i / N_i$$

Donde w_i es la masa promedio de la especie “ i ”, y N_i el número de presas de la especie “ i ”.

Una particularidad en el estudio de la dieta, es que el número de regurgitados colectados o procesados, no siempre es el mismo para todos los meses, ni tampoco la frecuencia de consumo de las presas. Por tal razón, el tamaño de muestra se vuelve un elemento crítico para poder aplicar estadísticos que permitan contrastar tendencias entre meses y localidades (Zar, 1999; Quinn y Keough, 2002). No menos importantes es

la necesidad de contrastar el consumo de biomasa sin que este se vea afectado por tales diferencias. Por tal motivo, se recurrió a su estandarización de mediante la fórmula:

$$Be = \sum B_{pi} / R_t$$

Donde la biomasa estandarizada (Be) corresponde a la sumatoria de la biomasa de las presas de la categoría taxonómica “ i ” (B_{pi}), entre el número total de regurgitados analizados en determinado período (R_t). De esta manera, se espera que las proporciones globales de la biomasa consumida (g), se deban exclusivamente a la frecuencia de consumo de las presas, y no al sesgo provocado por el número de regurgitados mensuales.

Análisis de Datos Categóricos

Debido a que los resultados globales de las dietas generan variables categóricas, es decir, dan como resultado un solo valor (*e.g.* número total de individuos para un determinado grupo de presas o la biomasa consumida), se conforma un diseño tabular o tabla de contingencia, de los datos obtenidos directamente de la muestra. Ya sea con una sola variable predictiva comparando por ejemplo dos inviernos y un solo grupo de presas (arreglo 2x2), o arreglos de mayores dimensiones tratándose de varios inviernos.

Por tal motivo, las tablas de contingencia se utilizarán para probar la hipótesis nula (H_0) que establece que las variables predictivas (inviernos) y de respuesta (grupos de presas) *no* se hallan asociadas la una con la otra. Es decir, que las dos variables son independientes una de la otra, y que el grado de asociación observado *no* es suficientemente “demostrativo”, sobre lo que pudiéramos esperar por simple posibilidad o mediante una muestra aleatoria. Todo ello considerando un valor de $\alpha = 0.05$.

De esta manera, los modelos estadísticas aplicados a interpretar los datos tanto de frecuencias como de biomasa, se eligieron considerando tres premisas (Sokal y Rohlf, 1995; Gotelli y Ellison, 2004; McDonald, 2009): 1) Dado que la información generada proceden de observaciones directas en campo se aplicará el Modelo I, para el cual La Prueba – G , fue diseñada explícitamente. 2) Serán considerado el criterio de *Bondad de ajuste* cuando los datos se comparan con una distribución esperada, en el

caso de la dieta, el valor promedio de las presas entre dos o más inviernos. 3) Cuando los tamaños de muestra resultaron bajos (20% de los valores esperados ≤ 5), como sucede con aves y reptiles, se aplicará la corrección de Williams cuya fórmula es:

$$q = 1 + (a^2 - 1) / 6 * n * v$$

Donde a es el número de categorías; n el tamaño de la muestra (sumatoria de los valores observados de todas las categorías de la muestra) y v los grados de libertad del modelo. El resultado de la *Prueba - G* entre q , corresponde al valor de probabilidad (P).

Análisis de Conglomerados

El objetivo de este análisis se centra en la clasificación de un determinado número de objetos, los cuales son agrupados de acuerdo a los atributos o variables que los caracterizan. Los datos se dividen en grupos o constelaciones que resulten significativas, a partir de su estructura natural. La primera constelación está formada por los dos objetos con mayor similitud, seguido de una segunda constelación de un objeto con mayor parecido a la primera, estableciendo uniones sucesivas hasta que la constelación con mayor disimilitud es conformada. Este tipo de análisis multivariado no genera hipótesis, simplemente ofrece criterios de asociación que resulten útiles en la toma de decisiones (Quinn y Keough, 2002). Su aplicación en las dietas del tecolote llanero, se hizo pensando en reforzar los análisis de frecuencias, a fin de establecer jerarquías de similitud entre los principales grupos de presas, por inviernos y localidades.

El arreglo experimental del modelo definió como “Clases” (encabezados de columnas) las categorías de presas representativas de cada uno de los grupos. Como “Constelaciones” (filas), inviernos por localidad; mientras que los “Objetos” correspondieron al número total de presas de cada intersección (celdas). Su análisis se realizó mediante el programa [©]Past 3.0 aplicando la fórmula de disimilitud de Bray-Curtis definida por:

$$d_{jk} = 1 - \frac{\sum_i |X_{ji} - X_{ki}|}{\sum_i (X_{ji} + X_{ki})}$$

Además del criterio de agrupación jerárquica *UPGMA*, por sus siglas en inglés (Unweighted Pair-group Mean Average), tendiente a asociar constelaciones de manera binaria en función de la distancia promedio entre todos los miembros. El resultado genera un dendrograma asociado a una escala basada en similitudes – disimilitudes entre pares de objetos, cuyos valores van de 0 a 1.00 y donde 1.00 corresponde a la máxima similitud entre objetos (Bray y Curtis, 1957). Otro valor derivado correspondió al *Coficiente de Correlación Cofenética*, asociado al grado de correlación lineal entre las distancias cofenéticas emanadas del dendrograma y las distancias originales (o disimilitudes) utilizadas para construirlo. La magnitud de este valor deberá ser muy cercana a 1.00, cuando existe alta confiabilidad respecto de las disimilitudes entre observaciones.

Otros índices complementarios calculados de manera independiente a los resultados que arrojó el programa fueron:

- 1) *Distancia promedio* entre enlaces, la cual permite una valoración rápida del diagrama.
- 2) *Entropía*, que es un valor referido a presencia de objetos de una misma clase, asociados a una constelación. Entre más nexos entre constelaciones mayor valor de entropía. La fórmula aplicada es la propuesta por Pang-Ning *et al.* (2006).

Diversidad de Presas

La diversidad es una medida de importancia que depende de la estimación de especies presentes en la comunidad, los métodos para recabar información están estrechamente ligados al tipo de preguntas que se deben responder y en consecuencia a las hipótesis ecológicas que deberán probarse (Marti *et al.*, 2007; Krebs, 2014).

El criterio para incorporar la frecuencia de especies en la medida de diversidad más adecuada, depende de observar el comportamiento de la distribución de los datos. Por un lado, se enlistaron las familias con su correspondiente número de individuos para artrópodos, pequeños mamíferos, aves y reptiles en cada uno de los inviernos. Por separado fueron analizados mediante el programa [©]*SDR*, a fin de comprobar si su

distribución se ajusta a la series *Geométrica, Logarítmica, Log normal truncado, y Palo quebrado*. Cada análisis brinda un valor de X^2 , y de probabilidad a fin de comprobar la bondad de ajuste de los modelos. Sabiendo de antemano que los datos presentan un mayor número de especies con abundancias mínimas y que de ellas, muy pocas ostentan un elevado número de individuos, se optó por asociarlos hacia algún modelo de la serie logarítmica cuya relación es:

$$S = \alpha \log e \left(1 \frac{N}{\alpha} \right)$$

Donde S representa el número de especies de la muestra; N el número de individuos y α el índice de diversidad. Si la distribución de abundancia es de carácter logarítmico normal, es posible estimar el número total de las especies de la comunidad, incluyendo las poco comunes y las que no se ha “capturado” aún. Esto es factible por extrapolación de la función de densidad de probabilidad (campana de Gauss), dentro del área de la clase de abundancia mínima, mediante:

$$S = y_0 \sqrt{\frac{\pi}{\alpha}}$$

Donde S corresponde al número de especies en la zona velada bajo la curva; y_0 constituye el número de especies agrupadas bajo la octava modal, perteneciente al rango de especies raras (extremo izquierdo de la distribución); $\pi = 3.141592$; y α es la constante que describe la diversidad de la dispersión log normal (frecuentemente un valor cercano a 0.2).

A fin de responder las hipótesis sobre diversidad de presas entre inviernos y localidades, se eligió al Alfa de Fisher como parámetro dada su afinidad logarítmica. Esta, a diferencia de otros índices, representa uno de los primeros intentos para describir matemáticamente la relación entre el número de especies (S) y el número de individuos (N) presentes. De esta manera, α ha demostrado ser una medida robusta e informativa, cuyo cálculo depende de:

$$\alpha = \frac{N (1 - x)}{x}$$

Por lo que x depende de una iteración que se define a partir de:

$$\frac{S}{N} = \left[\frac{1-x}{x} \right] \cdot [-\ln(1-x)]$$

S , es el número total de especies y N el número total de individuos de la muestra; x es usualmente > 0.9 y siempre < 1.0 . Conforme añadimos decimales, nos vamos acercando al resultado. Su cálculo termina una vez que el resultado de la ecuación es exacto o muy cercano a S/N . Dado que x en la mayoría de los casos se aproxima a 1, α representa un número de especies extremadamente raras donde un solo individuo está presente.

Por otro lado, la variación de la muestra es un componente inevitable en los estudios de biodiversidad, estimar su varianza o error estándar reflejarán la incertidumbre del muestreo. De esta manera es posible añadir un estimador de probabilidad agregando sus correspondientes intervalos de confianza al 95%. Ambos valores además de su media analítica representada por el Alfa de Fisher fueron calculados mediante el programa [©]*Past* 3.0 tanto para artrópodos como cordados, favoreciendo así la inconsistencia por las bajas frecuencias en el consumo de aves y reptiles.

Este paquete estadístico mediante el procedimiento “Bootstrap” produce 9,999 extracciones aleatorias, utilizando el mismo número de individuos que la muestra original. A cada individuo de la muestra aleatoria, le es elegido un taxón basado en probabilidades proporcionales a las de las abundancias originales. A partir de ello se calculan los IC. Cabe señalar que la diversidad en las réplicas a menudo es menor que, y nunca mayor que la diversidad presente en el total de datos.

Los resultados de diversidad se representan gráficamente utilizan los inviernos como variables categóricas independientes, y el Alfa de Fisher como la variable continua dependiente. Se esperarían diferencias significativas entre diversidad de presas tanto por invierno como por localidad, en medida que sus intervalos de confianza no incidan dentro de un mismo rango.

ÁREA DE ESTUDIO

Irapuato

El área de estudio se localiza 9 Km al norte de la ciudad de Irapuato, Guanajuato, siendo parte de la sub provincia geográfica del Bajío Guanajuatense (INEGI, 1998), o porción sur del Altiplano Mexicano (Howell y Webb, 1995). La región semiárida característica del centro de México (CONABIO, 1998), presenta una elevación que va de los 1750 a los 1840 m.s.n.m. La caracterización climática corresponde al tipo semi-calido sub-húmedo con lluvias en verano (Acw0), con una precipitación promedio de 592 mm. La temperatura multianual promedio es de 15.5 °C max: 33.5 °C min: -2.5 °C (Fig. 1.3). El período de lluvias se presenta durante el verano, aunque algunas lluvias pueden suscitarse en el invierno (Ruiz-Corral *et al.*, 2007).

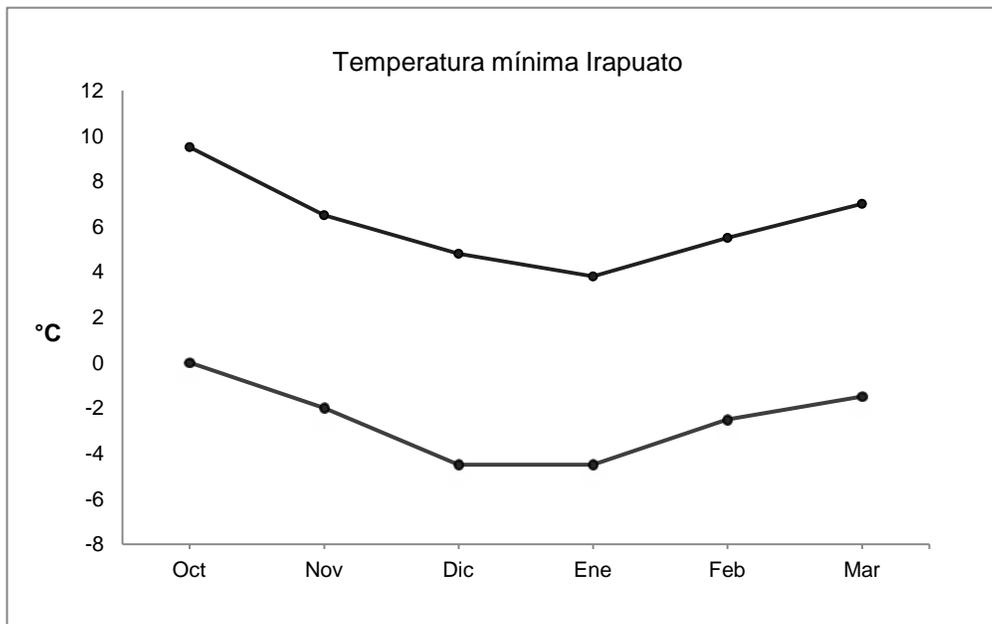


Figura 1.3 Tendencias de temperatura invernal *mínima promedio* (línea superior) y *mínima minimorum* (línea inferior) para la estación El Conejo, del municipio de Irapuato Gto., localizada a 6.9 km del área de estudio. Datos promediados del período 1961 – 2003 (Ruiz-Corral *et al.*, 2007).

El trabajo de campo se realizó en dos predios contiguos de 18.96 y 25.35 hectáreas respectivamente entre los paralelos 20° 44' y 20° 45' de latitud norte y los meridianos 101° 18' y 101° 19' de longitud oeste (Fig. 1.4).

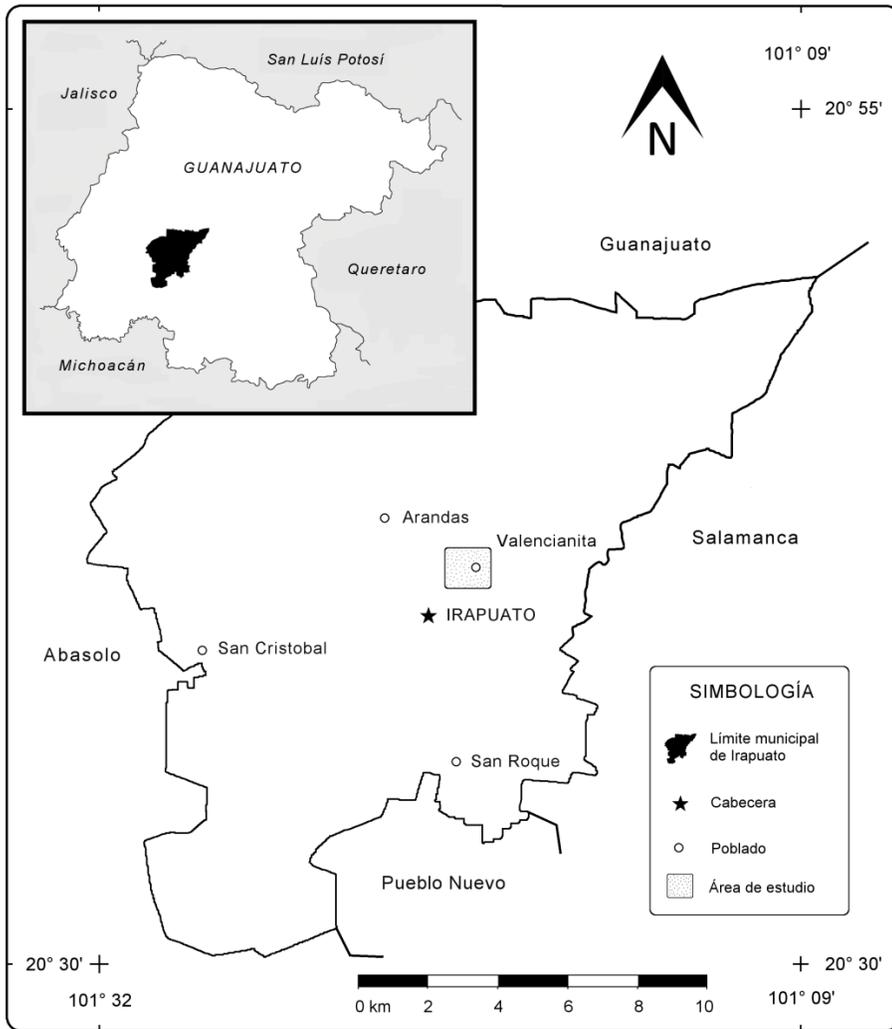


Figura 1.4 Área de estudio en el municipio de Irapuato, Guanajuato.

El poblado de Valencianita, Gto. Con una población de 2,500 habitantes, colinda al norte del área de estudio donde se presenta un importante disturbio surgido a raíz de la actividad agrícola que en la zona cubre una amplia extensión, habiendo sido eliminada la vegetación original. En Guanajuato el Bosque tropical caducifolio se extendía hacia la porción sur del estado, ocupando laderas y barrancas de la parte baja

de la cuenca del Lerma, cubriendo aproximadamente 45% de la superficie del estado, en la actualidad menos del 10% (Rzedowski y Calderón, 1987).

Los suelos aluviales mezclados de arcillas se catalogan en Feozem luvico y Vertizol eutrico. Algunos aparatos volcánicos inactivos de baja elevación, presentes a partir período cuaternario aparecen dispersos en la región conformando llanuras aluviales cársticas (INEGI, 1998). En el área de estudio crecen elementos arbóreos de tallas bajas (no mayores a 6 m de alto). El bosque tropical caducifolio se presenta de forma abierta donde domina un amplio contingente de pastos y otras herbáceas entre los que destacan los géneros: *Canavalia*, *Cissus*, *Clematis*, *Gaudichaudia*, *Heteropteris*, *Iresine*, *Matelea*, *Nissolia*, *Pisoniella* y *Serjania*. En cuanto a los escasos elementos arbóreos y arbustivos presentes se encuentran: cazahuate o palo bobo *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult., huizache *Acacia farnesiana* Willd. y *A. schaffneri* L., tepame *Acacia pennatula* (Schlecht & Cham.) Benth., nopal cardón *Opuntia streptacantha* Lem., *Casimiroa edulis* La Llave & Lex., palo dulce *Eysenhardtia polystachya* (Ort.) Sarg. Un elemento importante para la zona es mezquite *Prosopis laevigata* (Willd.) M.C. Johnst., que se encuentra creciendo de forma dispersa entre las evidentes nopaleras. Entre los cultivos adyacentes al área de estudio destacan sorgo, maíz, frijol, rábano, coliflor y algunas hortalizas dependientes de riego permanente.

Zapopan

La colecta de regurgitados se realizó dentro del polígono y alrededores inmediatos de la Base Aérea Militar No. 5 en Zapopan, Jal. Localizada entre los paralelos 20° 44' y 20° 46' de latitud norte y los meridianos 103° 26' a 103° 29' de longitud oeste. En los límites de la porción noroeste de la Zona Metropolitana de Guadalajara, formando parte del Valle de Tesistán. La zona federal presenta una extensión de 8 km cuadrados, con una elevación de 1625 m.s.n.m. dentro de la subprovincia geográfica de Guadalajara (Fig. 1.5).

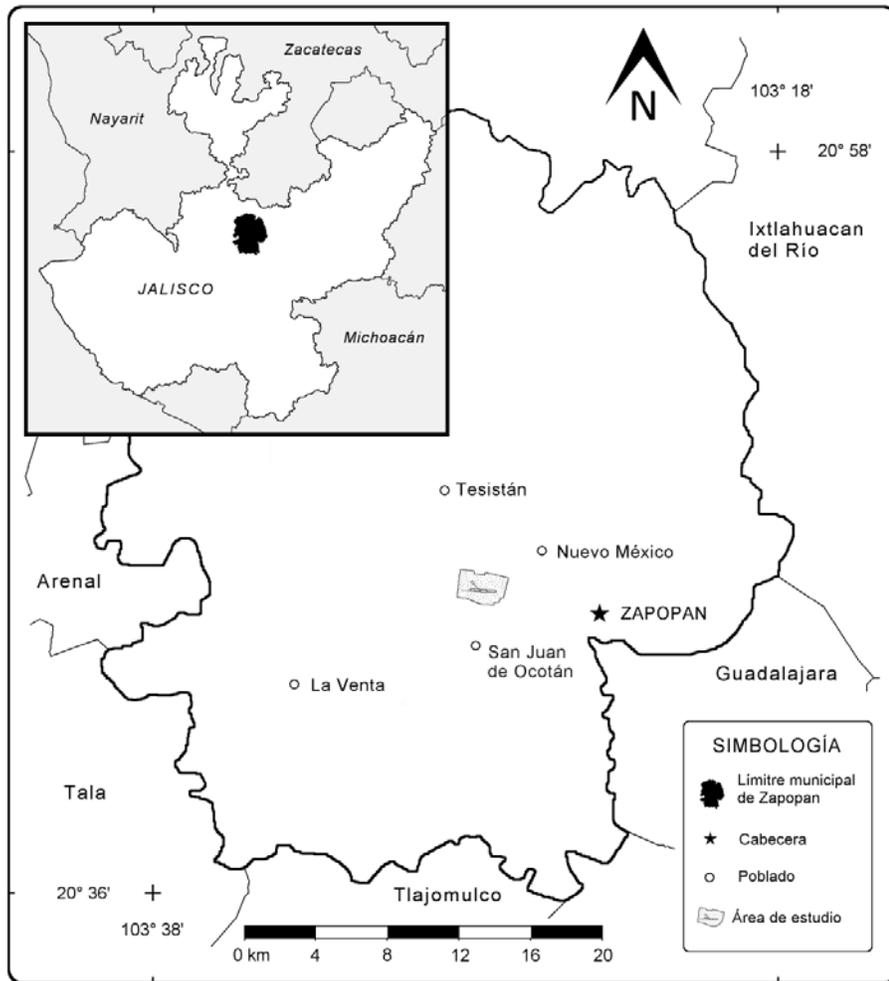


Figura 1.5 Área de estudio en el municipio de Zapopan, Jalisco.

El clima de la región se clasifica como semi-calido, sub-húmedo (ACw1), con lluvias en verano con precipitación promedio de 769 mm (INEGI, 2002). La temperatura promedio anual es de 20.02 °C; max: 36.0 °C min: -2.0 °C. (Fig. 1.6). El sitio donde se llevó a cabo el presente estudio presenta notables evidencias de disturbio debido a la influencia inmediata de la mancha urbana. La apertura de vías de comunicación, así como sitios para el establecimiento de áreas agrícolas y ganaderas provocaron las condiciones prevalecientes. Sin embargo, se encontraron escasos elementos de la vegetación original conformada por bosque tropical caducifolio. La composición de suelos está representada por Regozol eutrico (INEGI, 1999), donde prevalece un paisaje abierto con zonas de alta erosión y presencias de cárcavas (Curiel *et al.*, 1995).

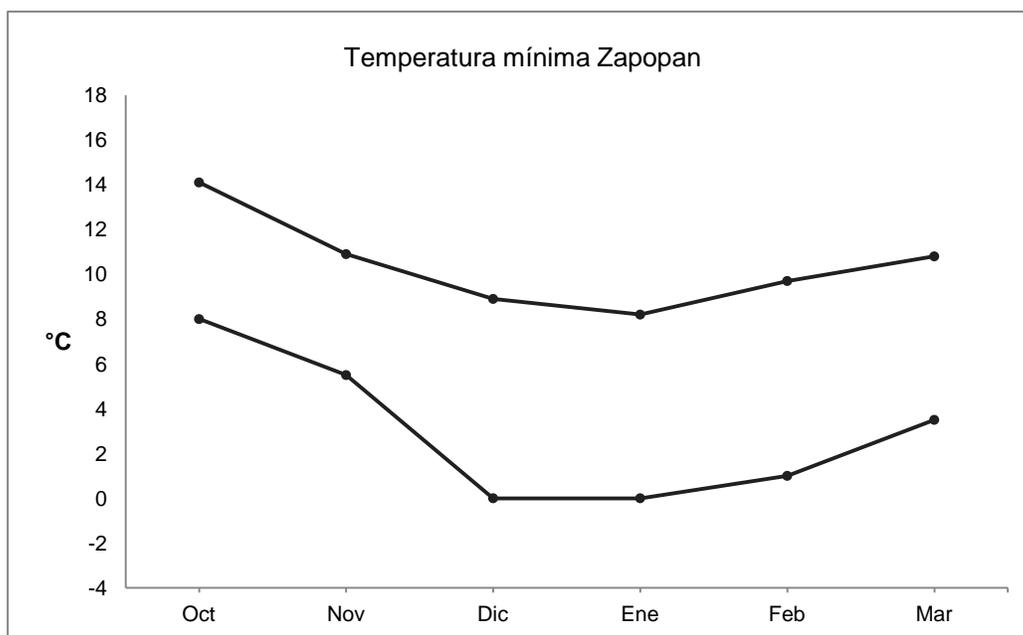


Figura 1.6 Tendencias de temperatura invernal *mínima promedio* (línea superior) y *mínima minimorum* (línea inferior) para la estación Zapopan, en el municipio de Zapopan Jal., localizada a 6.7 km del área de estudio. Datos promediados del período 1981 – 2010 (Ruiz-Corral *et al.*, 2012).

En el área de estudio se presentan importantes disturbios, ya que la vegetación original del polígono fue removida en su totalidad para establecer la aeropista a fines de los años 50 del siglo pasado. Sin embargo, se pueden distinguir algunos elementos conformados por huizache *Acacia farnesiana* Willd. nopal *Opuntia atropes* Rose., Higuerrilla *Ricinus communis* L., Tabaquillo *Nicotiana glauca* Graham., y Capitaneja *Verbesina* spp. El estrato herbáceo constituido como el elemento dominante, está compuesto por una importante cantidad de pastos, en la que se distinguen los géneros *Aegopogon*, *Aristida*, *Chloris*, *Eragrostis*, *Panicum*, *Paspalum*, *Melinis*, *Muhlenbergia* y *Sporobolus*. Además de árboles como Casuarina *Casuarina cunninghamiana* Miq., Eucalypto *Eucalyptus globulus* Labill., Fresno *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh, e Higueras *Ficus* spp., asociados a áreas verdes del aeropuerto militar (López-Coronado y Guerrero-Nuño, 2004). La porción sur oeste y oeste del área de estudio se encuentra ocupada por huertos de cítricos, cultivos de maíz, sorgo y caña de azúcar. La porción norte colinda con granjas avícolas, mientras que al sur se halla la zona conurbada de Zapopan.

RESULTADOS

Contexto general

El contenido de este apartado, ha sido organizado cronológicamente por localidades, buscando explicar aspectos generales, para después abordar temas más puntuales. Primeramente se presentan resultados relacionados con las *Frecuencias* de consumo para Irapuato, y Zapopan, iniciando con los grupos más representativos de la dieta a los menos. Una vez concluido el tema de frecuencias, se tratará lo relacionado con la *Biomasa*, siguiendo el mismo criterio. Posteriormente, se presentan *Contrastes* entre inviernos y localidades para los grupos más representativos en la dieta. Esta sección finaliza con el *Análisis de Diversidad* de las preseas. Los gráficos que a continuación se muestran, fueron conformados a una misma escala, a fin de homogenizar sus valores para propósitos comparativos. En el caso de los Artrópodos del municipio de Irapuato, Gto., fue necesario recurrir a dos escalas, una grande (0 – 35%) para explicar el Phylum en su totalidad, y otra más específica (0 – 5%), que excluye al orden Orthoptera, a fin de favorecer aquellas frecuencias de menor consumo. No obstante, este criterio puede incluso llegar a restringir algunas tendencias de muy bajo perfil, por lo que se recomienda recurrir a los apéndices correspondientes, al final de este trabajo. Con relación a los Cordados, al ser este un Phylum consumido en menor proporción, al momento de reportar los resultados se hará conjuntando todos los inviernos en un mismo gráfico, para cada localidad. En tanto que aves y reptiles, al resultar sus consumos en muy bajas proporciones, serán reportados a partir del número de individuos.

Durante 4 inviernos en el municipio de Irapuato, Gto., fueron procesados 723 regurgitados, a partir de los cuales se contabilizaron 28,493 presas; promediando 180.75 regurgitados por invierno (S.D. = 14), con 39 presas por regurgitado. Para los dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal., se procesaron 315 regurgitados ($\bar{x} \pm SD$) 157 ± 30 , sumando 10, 510 presas, cuyo promedio arrojó 33 presas por regurgitado (Tabla 1.1).

Tabla 1.1 Información general por inviernos y municipios, asociada a la dieta del tecolote llanero.

	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
No. Reg. Analizados	204	173	179	167	136	179
No. Total de Presas	7960	7506	6376	6654	4901	5609
Presas x Reg. ($\bar{x} \pm SD$)	39 \pm 29	43 \pm 24	35 \pm 16	39 \pm 32	36 \pm 31	31 \pm 20

Desde un contexto general, las frecuencias globales por invierno y localidades, favorecieron la presencia de Artrópodos (invertebrados) en la dieta invernal de tecolote llanero, con proporciones superiores al 97%. El grupo que le sigue corresponde a pequeños mamíferos, el cual ostenta mayor variabilidad; no obstante, el invierno con mas alto consumo, no superó el 2.7%. Con inminente baja frecuencia, el papel menos representativo lo disputan aves (Passeriformes) y reptiles (lacertilios y serpientes) (Fig. 1.7).

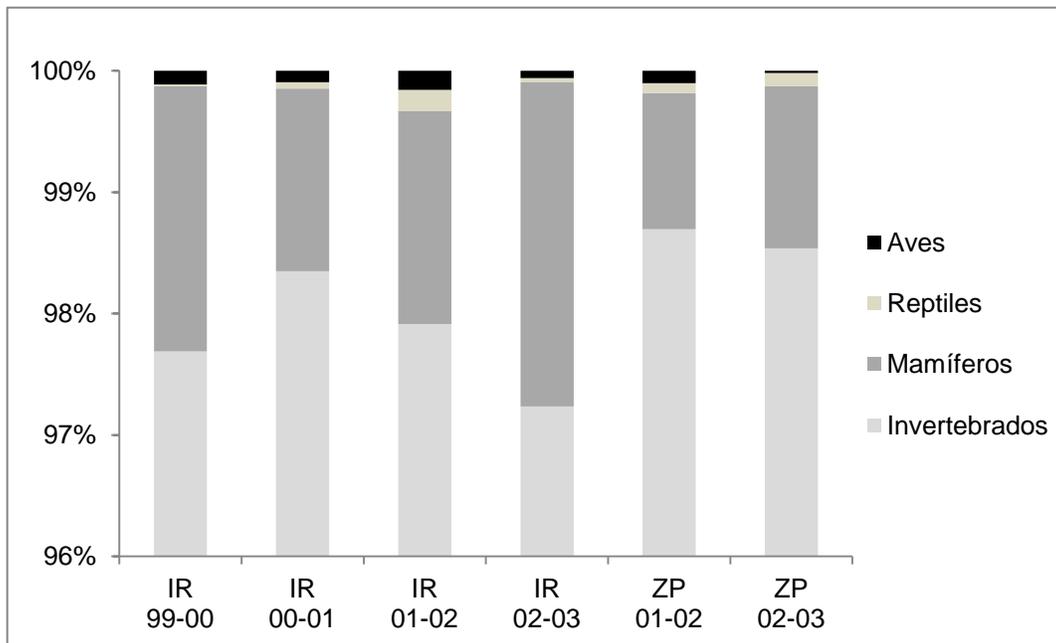


Figura 1.7 Frecuencia global por grupos e inviernos, para los municipios de Irapuato, Gto. y Zapopan, Jal. Nótese que el tamaño del eje Y, inicia a partir del 96%, a fin de favorecer gráficamente aquellas presas consumidas en bajas proporciones.

FRECUENCIAS IRAPUATO

Artrópodos

Invierno 1999 – 2000 Durante este invierno, se presentaron 61 categorías taxonómicas, de las cuales 33 familias se agruparon bajo el Phylum Arthropoda (97.69%), dentro de los ordenes Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Scorpiones y Solifugae (Anexo 1). Para este período, el consumo de invertebrados en Irapuato, ocupó el tercer sitio respecto del resto de los inviernos. La particularidad más relevante fue el papel que desempeñaron los ortópteros en términos de consumo global, sumando el 86.94%. Especialmente, su el notable incremento a partir de enero (Fig. 1.8).

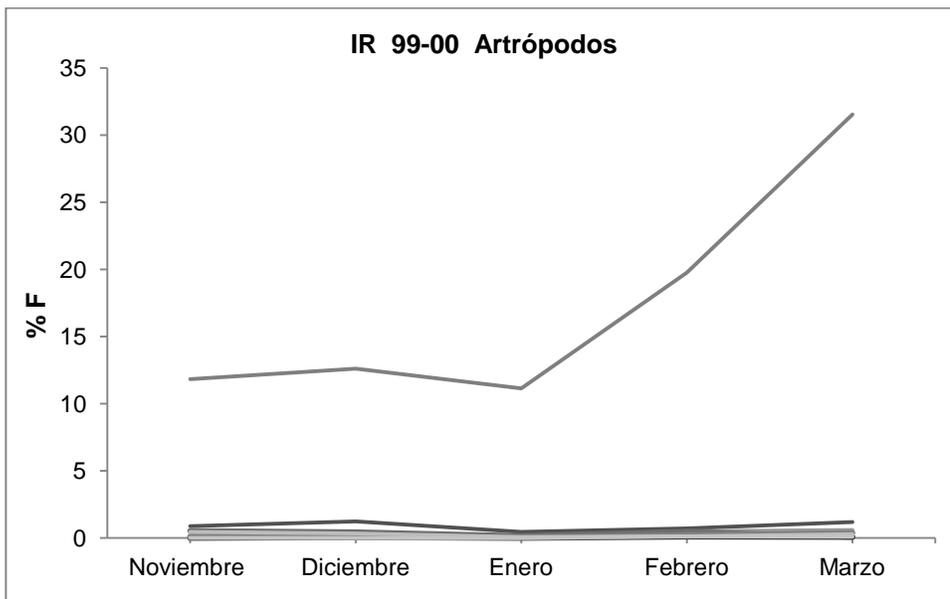


Figura 1.8 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos por tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 1999 – 2000. Los Ortópteros (línea superior) dominan sobre el resto de invertebrados en términos de porcentaje.

De este segmento, los grillos (Gryllidae) ocuparon el 80.98% colocándose como la familia más relevante de la dieta. Otros miembros del clan como chapulines (Acrididae) e insectos hoja (Tettigoniidae) entre otros, compartieron el porcentaje restante.

Además de los ortópteros, arácnidos e insectos tuvieron una presencia destacada, la cual se aprecia mejor al reducir la escala del gráfico (Fig. 1.9). Para este invierno, la clase ARACHNIDA (4.51%) conformada principalmente por arañas (Aranae) superó al resto de los grupos, con una sensible disminución en su consumo hacia el mes de enero, para después incrementar paulatinamente hacia finales del invierno. Esta tendencia se aprecia de forma similar para otros órdenes, excepto tijerillas (Dermaptera), las cuales decrecieron en marzo.

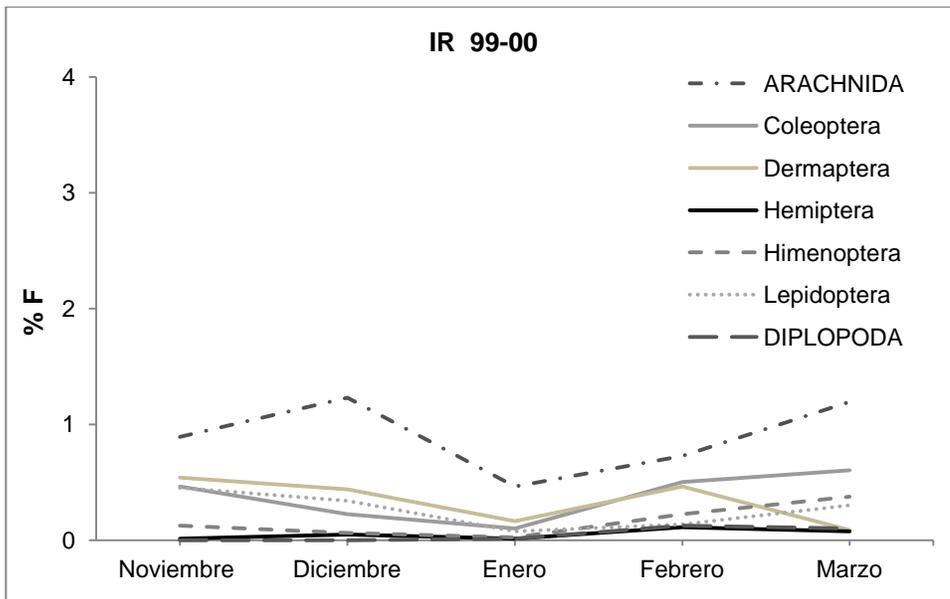


Figura 1.9 Frecuencia en consumo mensual de los artrópodos más representativos excluyendo Ortópteros de la dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 1999 –2000. Las Clases aparecen en mayúsculas y los Ordenes en minúsculas.

Invierno 2000 – 2001 Para este período, resultaron 58 categorías taxonómicas, en donde 35 familias se agrupan bajo el Phylum Arthropoda (98.34%) dentro de los ordenes Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Scorpiones y Solifugae (Anexo 2). El consumo de invertebrados fue el más alto de todos los inviernos. Al igual que el período anterior, ortóptera destacó con el 89.62% del consumo global, mientras que su tendencia mensual presentó un incremento paulatino desde octubre, para descender ligeramente en marzo (Fig. 1.10). Donde los grillos, fueron consumidos en un 84.51%, muy por encima del

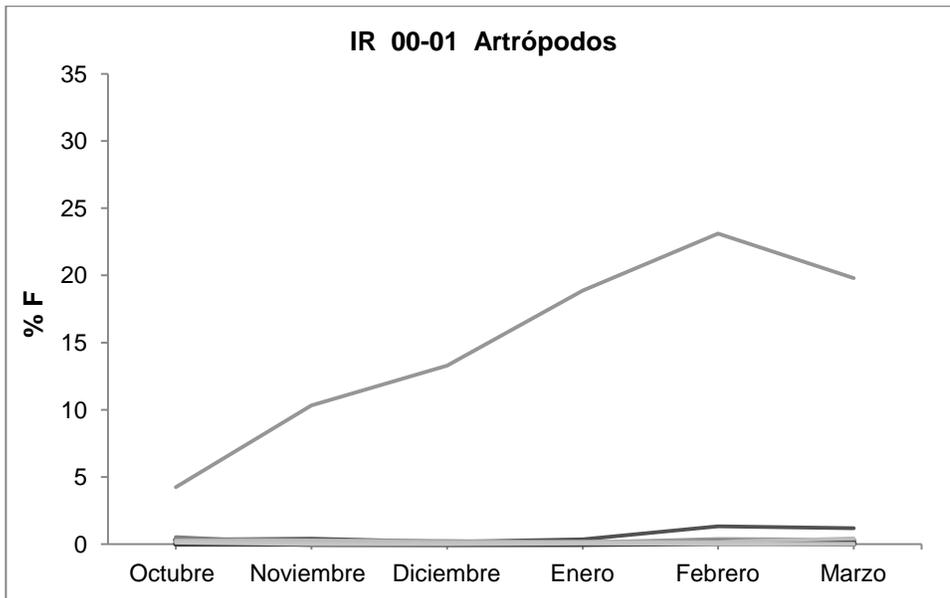


Figura 1.10 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2000 – 2001. Los Ortópteros se ubicaron por encima del resto de invertebrados (líneas inferiores), en términos de porcentaje global.

resto de invertebrados. Otros grupos describieron un comportamiento lineal bastante discreto a lo largo del invierno, a excepción de las arañas (2.82%), las cuales presentaron un repunte al final del período, tal como lo hicieron orugas (Lepidoptera) y escarabajos (Coleoptera) aunque en menor proporción (Fig. 1.11).

Invierno 2001 – 2002 Los resultados globales arrojaron un total de 52 categorías taxonómicas, en donde 32 familias correspondieron al Phylum Arthropoda (97.91%), englobando los ordenes Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Scorpiones y Solifugae (Anexo 3). El consumo de invertebrados durante 2001 – 2002, otorgó el 76.64% a los ortópteros, lo cual se puede apreciar en su tendencia mensual, donde su habitual incremento a partir de octubre pareció detenerse abruptamente en enero, seguido de una ligera caída hasta finalizar el período. De cualquier manera, Gryllidae se mantuvo como la familia más representativa en la dieta del tecolote con el 69.35% (Fig. 1.12).

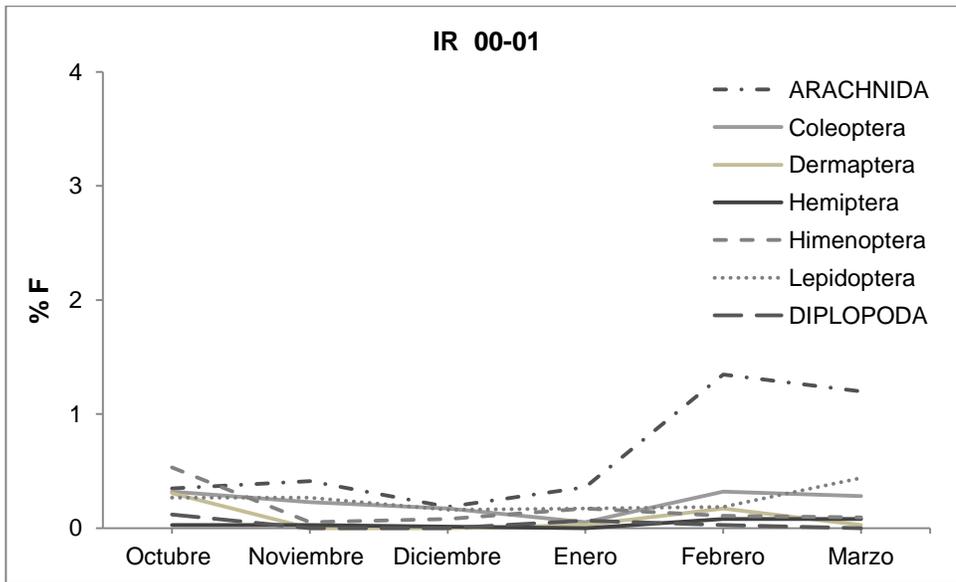


Figura 1.11. Frecuencia de consumo mensual de artrópodos excluyendo Ortópteros de la dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2000 – 2001. Las Clases aparecen en mayúsculas y los Ordenes en minúsculas.

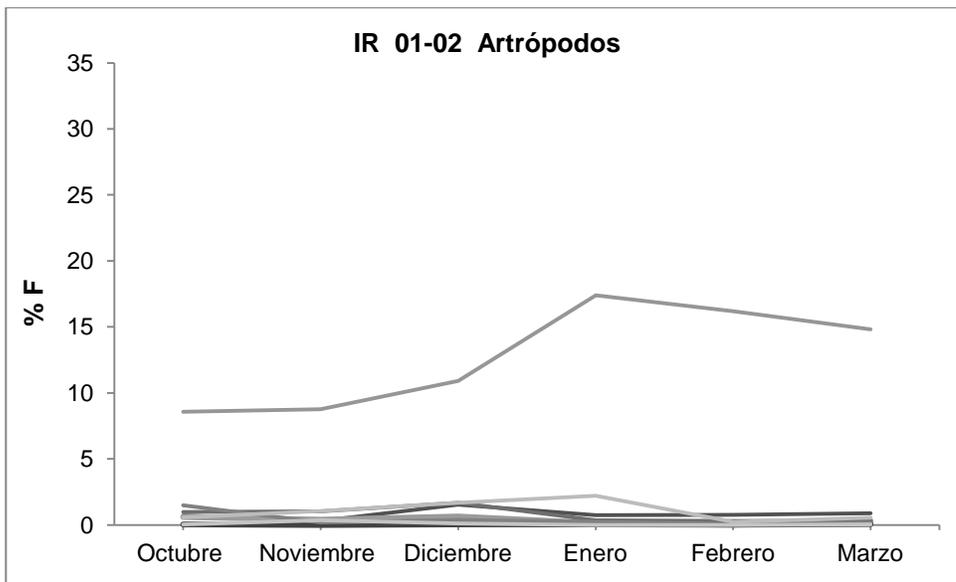


Figura 1.12 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2001 – 2002. La línea superior corresponde al consumo de Ortópteros, respecto al resto de las presas.

El resto de los invertebrados presentaron tendencias mixtas, siendo orugas (Lepidoptera) el segundo grupo en importancia (6.27%), con una patrón positivo desde octubre, para declinar abruptamente en febrero. Una tendencias similar, pero con

cúspides en diciembre, correspondió a tijerillas (Dermaptera), arañas Araneae) y escarabajos (Coleoptera). El resto de los grupos, mantuvieron un comportamiento más bien discreto a lo largo del invierno (Fig. 1.13).

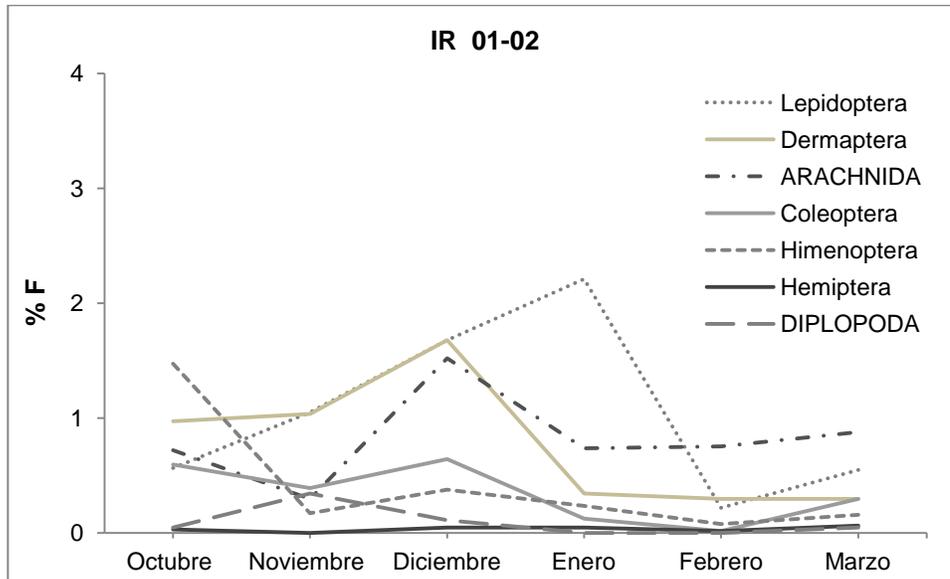


Figura 1.13 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos excluyendo Ortópteros en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2001 – 2002. Las Clases aparecen en mayúsculas y los Ordenes en minúsculas.

Invierno 2002 – 2003 El último invierno sumó un total de 55 categorías taxonómicas, donde 33 familias pertenecientes al Phylum Arthropoda, obtuvieron el 97.23% de la dieta, integrada por los ordenes Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Scorpiones y Solifugae (Anexo 4). Durante 2002 – 2003, el consumo global de invertebrados resultó el más bajo para el municipio de Irapuato. En esta ocasión, los ortópteros contabilizaron el 75.05%. No obstante, en su tendencia de consumo mensual se aprecia un notable incremento hacia febrero, decayendo inmediatamente después, donde el consumo global de grillos para este invierno alcanzó el 68.92% (Fig. 1.14). Pese a ello, las orugas protagonizaron la mayor frecuencia de invertebrados consumida en Irapuato (9.09%), después de Orthoptera, con una mayor representatividad en enero. Por su parte arañas, escarabajos y milpiés glomeris (DIPLOPODA), concretaron sus máximos valores entre diciembre y enero (Fig. 1.15).

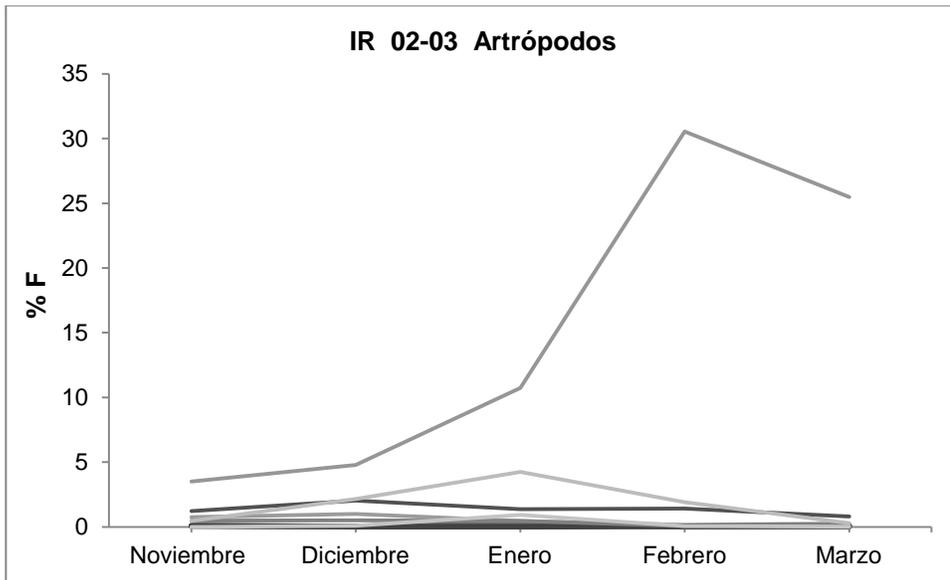


Figura 1.14 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos por tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2002 – 2003. Los Ortópteros se hallan representados por la línea superior, mientras que Lepidópteros sobresalen del resto con una línea más tenue.

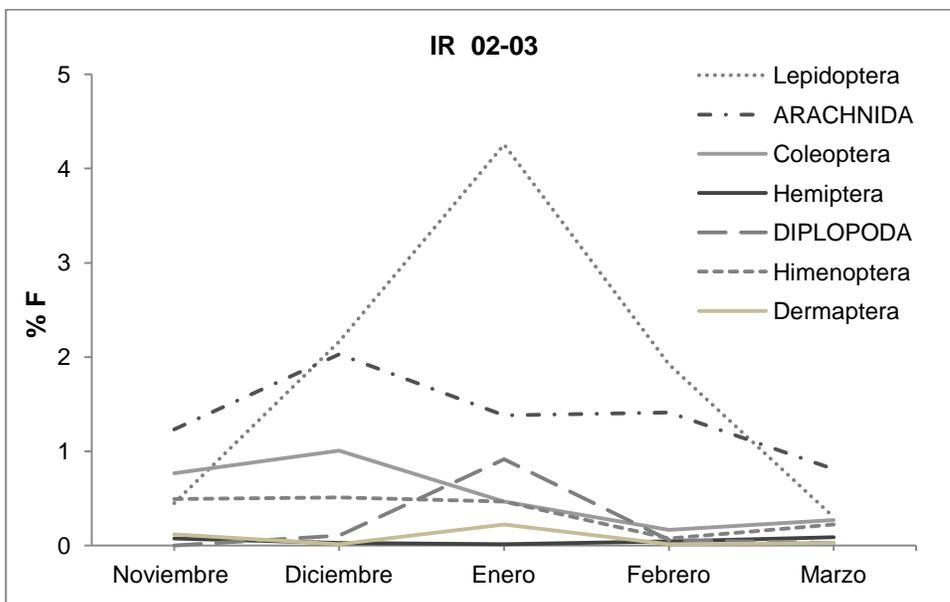


Figura 1.15 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos excluyendo Ortópteros en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2002 – 2003. La escala ha sido modificada por un mayor consumo de lepidópteros. Las Clases aparecen en mayúsculas y los Ordenes en minúsculas.

Mamíferos

Invierno 1999 – 2000 En esta estación invernal, los mamíferos estuvieron representados por siete especies, además de registros indeterminados a nivel de género, perteneciente a los ordenes Rodentia y Soricomorpha (2.19%). Los roedores más representativos correspondieron a la familia Muridae (*Mus musculus*, *Peromyscus maniculatus*, *Peromyscus* sp., *Reithrodontomys megalotis* y roedores no id.), sumando 1.40%. En menor proporción, los ratones de abazones (Heteromyidae) constituidos por *Chaetodipus hispidus* y *Perognathus flavus*, alcanzaron el 0.54%; en tanto que las musarañas (Soricidae), solo representadas por *Criptotis parva*, contabilizaron el 0.23% (Anexo 1). La tendencia mensual de pequeños mamíferos registró su mayor consumo en diciembre, con un descenso en enero, para luego recobrar cierto ímpetu hacia finales del período (Fig. 1.16, IR 99-00).

Invierno 2000 – 2001 Para este invierno, además de Rodentia y Soricomorpha integrados por las especies ya mencionadas, se suma el orden Chiroptera con un murciélago, de la especie *Lasiurus blossevillii* (0.01%), cerrando el invierno con un consumo global del 1.50%. Los roedores de la familia Muridae totalizaron con el 0.78%, la familia Heteromyidae con el 0.61%, en tanto que musarañas (Soricidae) adicionaron el restante 0.09% (Anexo 2). La tendencia mensual del grupo, siguió un patrón muy similar al invierno anterior, aunque con valores más reducidos siendo diciembre el mes con mejor rendimiento, seguido de un descenso en enero, para finalizar de manera horizontal en febrero y marzo (Fig. 1.16, IR 00-01).

Invierno 2001 – 2002 Durante este período los mamíferos asociadas a los ordenes Rodentia y Soricomorpha conjuntaron el 1.75% de la dieta. Por un lado, la familia Muridae con un consumo mayor de *Peromyscus maniculatus* sumó un 0.87%; roedores heterómidos cuantificaron el 0.7%, en tanto que *Criptotis parva* cerró con una diferencia del 0.17% (Anexo 3). La tendencia mensual para este invierno se mantuvo moderada de octubre a enero, retomando brío los dos últimos meses del período (Fig. 1.16, IR 01-02).

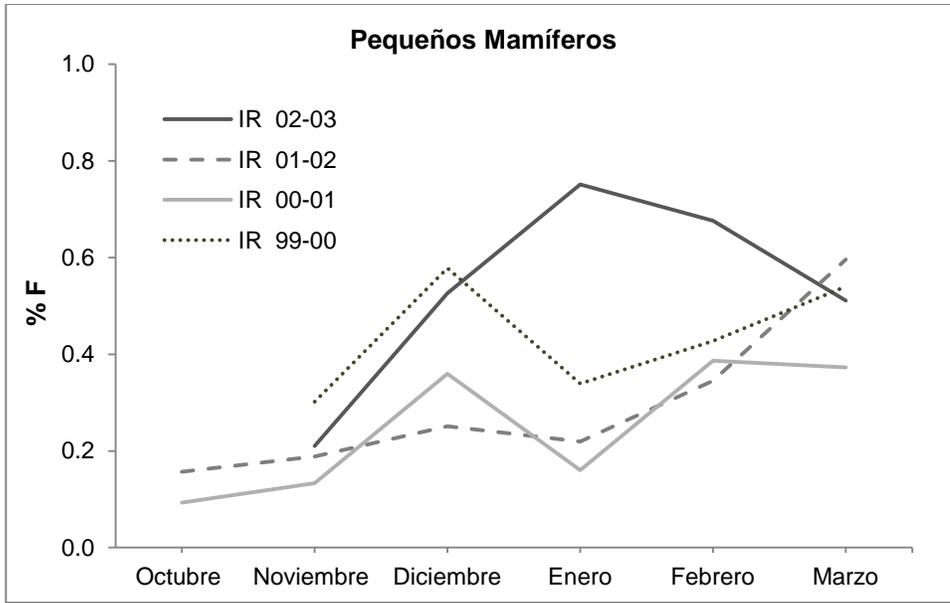


Figura 1.16 Frecuencia de consumo mensual de pequeños mamíferos para cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto.

Invierno 2002 – 2003 El valor global de mamíferos resultó ser el más alto de todas las temporadas anteriores (2.67%), siendo las siete especies ya mencionadas las que contribuyeron a alcanzar dicha cifra. En esta ocasión *Chaetodipus hispidus* y *Perognathus flavus* contribuyeron con el 0.87%; la familia Muridae finalizó en 1.62%, compartiendo un amplio margen *Mus musculus* y *Peromyscus maniculatus*; en tanto que el forrajeo de musarañas se mantuvo en 0.18% (Anexo 4). En esta ocasión, el consumo mensual simuló una cúspide notable con valores máximos durante el mes de enero (Fig. 1.16, IR 02-03).

Aves

Invierno 1999 – 2000 Este invierno fue uno de los más productivos en términos de frecuencia y diversidad de aves, con 9 individuos del orden Passeriformes (0.11%). El consumo, inició en diciembre con un individuo de *Spizella pallida* (Fam. Emberizidae) y un ave no id. Enero dos aves no id. Febrero un individuo de *Carduelis psaltria* (Fam. Fringillidae), *Dendroica coronata* (Fam. Parulidae) y uno más de *Spizella pallida*. Mientras que marzo finalizó con *Melospiza lincolnii* (Fam. Emberizidae) (Anexo 1, Fig. 1.17).

Invierno 2000 – 2001 En la presente estación, las aves sumaron un total de siete individuos (0.09%), con un ave no id. (Passeriformes) en octubre. En noviembre dos aves no id., además de una *Dendroica coronata*. En enero, una *Spizella pallida*. En febrero una *Melospiza lincolnii*; para finalizar marzo con un Passeriformes no id. (Anexo 2, Fig. 1.17).

Invierno 2001 – 2002 La mayor frecuencia para el grupo de las aves, se registró durante la presente estación invernal con 10 individuos (0.15%). Su consumo da inicio a partir de diciembre con un individuo de *Carduelis psaltria*, y un ave no id. En enero nuevamente se presenta *Carduelis psaltria* y dos aves no id. En febrero no hay consumo, mientras que en marzo repite *Carduelis psaltria* (2), *Melospiza lincolnii* (1), al igual que dos aves no id. (Anexo 3, Fig. 1.17).

Invierno 2002 – 2003 La frecuencia menor para el gremio se presentó en el último invierno con tan solo cuatro individuos (0.06%). Una *Spizella pallida* en noviembre; y tres aves no identificadas en diciembre (Anexo 4, Fig. 1.17).

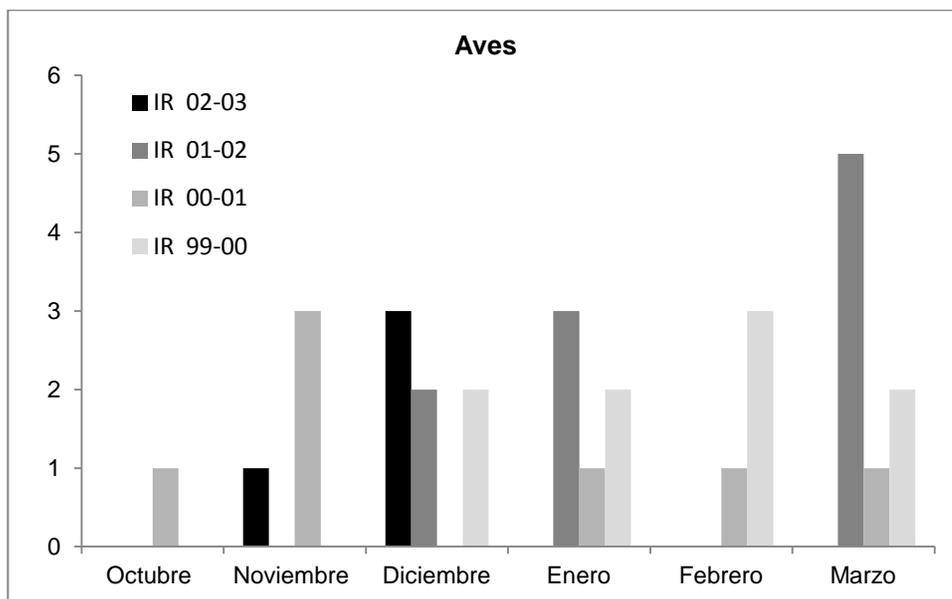


Figura 1.17 Número de aves de orden Passeriformes asociadas a la dieta del tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante cuatro inviernos.

Reptiles

Invierno 1999 – 2000 La frecuencia menos representativa del grupo para los cuatro inviernos aconteció en esta estación, con tan solo un individuo (0.01%) de la especie *Gyalopion canum* (Fam. Colubridae), en el mes de marzo (Anexo 1, Fig. 1.18).

Invierno 2000 – 2001 Para este invierno, los reptiles estuvieron representados por un genero y una especie alcanzando 0.05%. A partir de noviembre, se contabilizaron dos serpientes no identificadas (Fam. Colubridae). En febrero se reportó un individuo de *Sceloporus* sp. (Fam. Phrynosomatidae); y en marzo un individuo de *Gyalopion canum* (Anexo 2, Fig. 1.18).

Invierno 2001 – 2002 El mayor consumo de reptiles correspondió a este período con 0.17%. Con 5 individuos de la Fam. Phrynosomatidae, iniciando octubre con cuatro lacertilos no identificados y un *Sceloporus* sp. Noviembre dos lacertilos no id. Diciembre *Sceloporus* sp., además de una serpiente no identificada (Fam. Colubridae). Enero concluyó con un lacertilo no id., y otra serpiente de la Fam. Colubridae. El resto de los meses no hubo consumo (Anexo 3, Fig. 1.18).

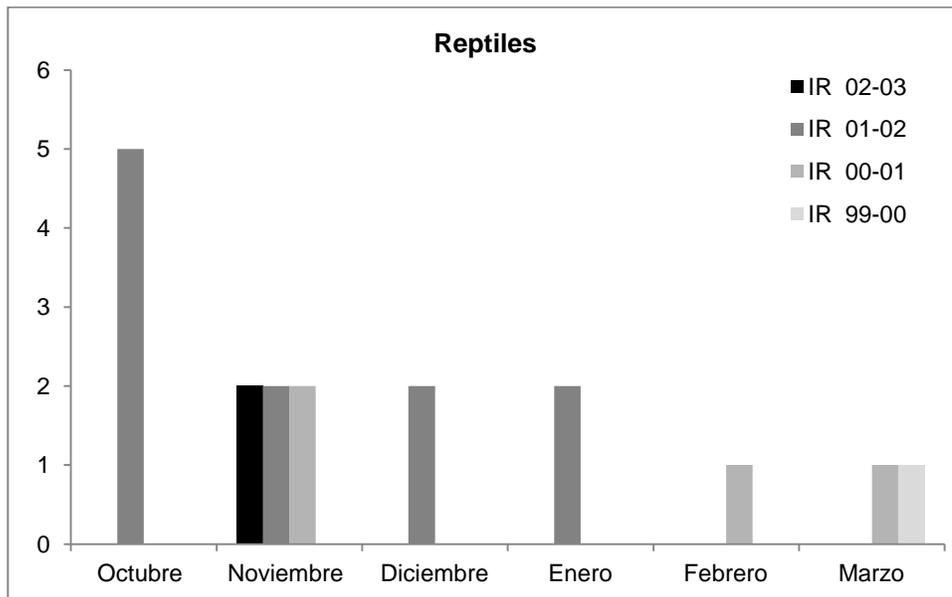


Figura 1.18 Numero de reptiles representados en la dieta mensual de tecolote llanero durante cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto.

Invierno 2002 – 2003 Nuevamente para este período, la frecuencia de reptiles apenas sumó dos lacertilos no id. (Fam. Phrynosomatidae), reportados durante el mes de noviembre, con lo que se alcanza una frecuencia del 0.03% (Anexo 4, Fig. 1.18).

Pruebas de Contingencia Frecuencias Irapuato

Una vez realizados los análisis correspondientes para verificar diferencias entre los principales grupos presas consumidos por tecolote llanero, a lo largo de cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto. Y habiendo aplicado los ajustes necesarios de acuerdo al tamaño de las muestras, se concluyó que: Existen evidencias suficientes para considerar diferencias entre inviernos respecto al consumo de Invertebrados, Mamíferos y Reptiles. Esta misma premisa no aplica en el caso de las Aves, debido al valor de su probabilidad, por lo que la hipótesis nula se sostiene (Tabla 1.2).

Tabla 1.2 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de las frecuencias de las presas consumidas por tecolote llanero, durante cuatro inviernos en Irapuato, Gto. El subíndice “w” hace referencia a datos ajustados mediante la Continuidad de Williams.

I R A P U A T O (1999–2000; 2000–2001; 2001–2002; 2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
<i>G</i> Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 3} = 229.06$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 3} = 28.23$	0.0000
	Aves	$G_w_{(0.05), 3} = 2.91$	0.4048
	Reptiles	$G_w_{(0.05), 3} = 11.53$	0.0092

F R E C U E N C I A S Z A P O P A N

Artrópodos

Invierno 2001 – 2000 Durante esta estación, se reportó un total de 53 categorías taxonómicas, en donde 31 familias pertenecientes al Phylum Arthropoda, representaron el 98.69% de la dieta, conformada por los ordenes Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Himenoptera, Lepidoptera, Orthoptera y Solifugae (Anexo 5). Para el municipio de Zapopan, el consumo de invertebrados durante este invierno fue ligeramente mayor respecto de 2002 – 2003. En torno al consumo mensual, el orden más representativo correspondió a las orugas (Lepidoptera) con el 46.11%, con un

notorio incremento durante febrero para luego decrecer. El consumo de ortópteros resultó mixto (20.83%) comenzando alto en octubre, decayendo en diciembre, para finalizar con cierto ímpetu en enero. Un comportamiento similar aunque de menores proporciones, correspondió a los escarabajos (Coleoptera). Los arácnidos representados por las arañas (Aranae), se incrementaron durante febrero, totalizando con un valor por arriba del 19% (Fig. 1.19).

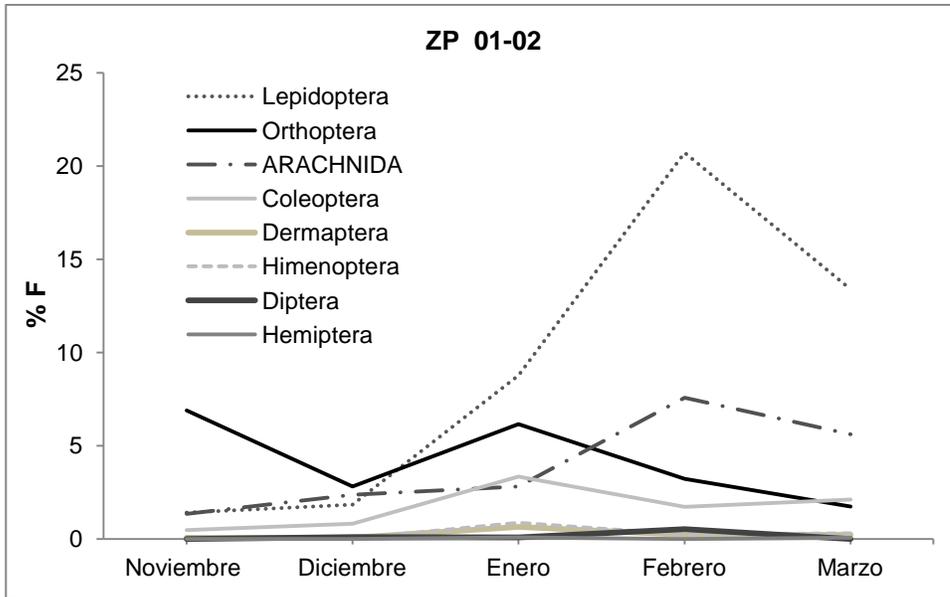


Figura 1.19 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos en el municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2001 - 2002.

Invierno 2002 – 2003 Este período, totalizó con 57 categorías taxonómicas, en donde 34 familias pertenecientes al Phylum Arthropoda, representaron el 98.53% de la dieta global integrada por los ordenes Aranae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera y Solifugae (Anexo 6). El consumo de invertebrados durante este invierno, fue ligeramente menor al anterior. En función del consumo mensual, el orden más representativo correspondió a las orugas (36.31%), con una tendencia de consumo ascendente sostenida de octubre a marzo. Las arañas (Aranae), representaron el 27.77% incrementando su frecuencia a partir de diciembre por el resto de la temporada.

Los ortópteros, obtuvieron un consumo modesto (20.09%), con un decremento en noviembre, para luego estabilizar su consumo. Finalmente, los escarabajos denotaron un patrón similar, mientras que el resto de los grupos no exhibieron mayor representatividad. (Fig. 1.20).

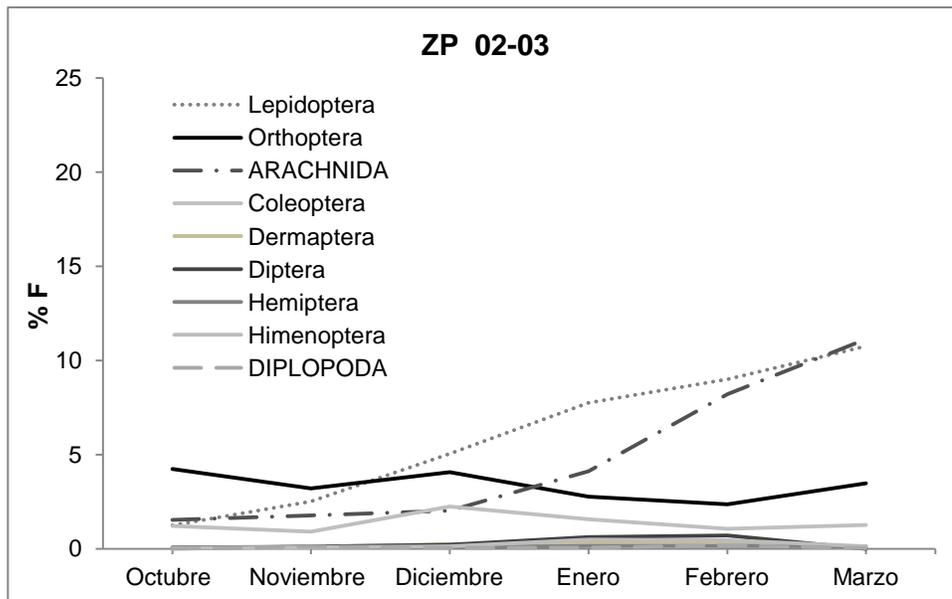


Figura 1.20 Frecuencia de consumo mensual de artrópodos en el municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2002 - 2003.

Mamíferos

Invierno 2001 – 2002 Durante este invierno, los mamíferos (1.12%), estuvieron representados por cinco especies, además de la categoría “roedor no identificado”; haciéndose presentes únicamente los ordenes Rodentia y Soricomorpha. Entre los roedores determinados solo fue reportada la familia Muridae, de la cual *Baiomys taylori* resultó la especie más importante (0.48%) seguido de *Mus musculus* (0.38%), *Peromyscus maniculatus*, *Baiomys musculus*, y *Reithrodontomys megalotis*. Las musarañas (Fam. Soricidae), representadas por *Criptotis parva*, contabilizaron el 0.12% (Anexo 5). El consumo mensual de pequeños mamíferos denotó un incremento

sostenido desde el mes de noviembre, alcanzando el pico en febrero, para decaer drásticamente hacia marzo (Fig. 1.21, ZP 01-02).

Invierno 2002 – 2003 Durante el último invierno en Zapopan, además de los ordenes Rodentia y Soricomorpha, se adicionó Chiroptera con un murciélago de la especie *Sturnira lilium* (Fam. Phyllostomidae), estableciéndose el consumo para todo el grupo en 1.33%. En esta ocasión, *Baiomys taylori* superó al resto de roedores (0.62%), seguido de *Mus musculus* (0.42%), *Reithrodontomys megalotis* (0.07) y los otros roedores ya mencionados (Anexo 6). La tendencia mensual de mamíferos presentó un incremento sostenido a partir de octubre, con su nivel máximo en enero, seguido de una caída moderada en febrero, para continuar un ligero incremento hacia el mes de marzo (Fig. 1.21, ZP 02-03).

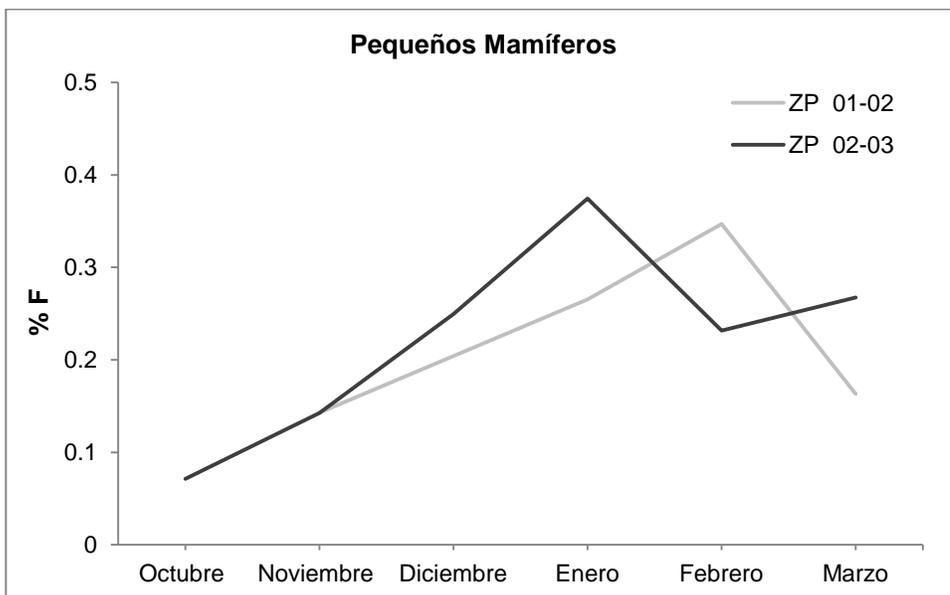


Figura 1.21 Frecuencia de consumo mensual de pequeños mamíferos durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal.

Aves

Invierno 2001 – 2002 El consumo de aves para este invierno finalizó con cuatro individuos (0.10%). En noviembre se presentó un ave no identificada. En diciembre un

individuo de *Passerina amoena* (Fam. Cardinalidae). Para enero no hubo consumo, en tanto que en febrero se adicionó otra ave sin identificar. En marzo, nuevamente un Passeriformes no id., además de un *Passerculus sandwichensis*, de la Fam. Emberizidae (Anexo 5, Fig. 1.22).

Invierno 2002 – 2003 La menor frecuencia para este grupo (0.01%), correspondió a una sola ave no identificada del orden Passeriformes, presente durante el mes de octubre (Anexo 6, Fig. 1.22).

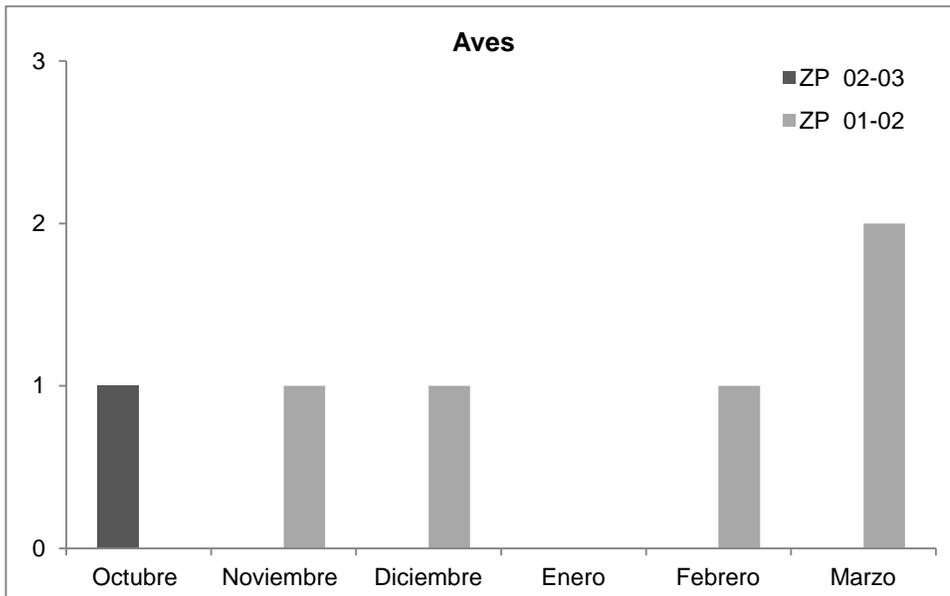


Figura 1.22 Numero de aves presentes en la dieta mensual de tecolote llanero durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal.

Reptiles

Invierno 2001 – 2002 La presencia de reptiles dio inicio hacia la segunda mitad del invierno, a partir de cuatro lacertilos agrupados dentro de la Familia Phrynosomatidae (0.08%). En enero estuvieron presentes dos *Sceloporus scalaris*. Durante febrero no hubo consumo, mientras que en marzo se presentó un lacertilo no identificado (Anexo 5, Fig. 1.23).

Invierno 2002 – 2003 Durante este invierno se presentó la frecuencia más alta para Zapopan con el 0.10%. Desde el mes de octubre se registró un individuo de

Hypsiglena torquata. En diciembre se sumaron dos individuos no id., tanto de la familia Colubridae como Phrynosomatidae. En enero apareció un integrante de *Sceloporus scalaris* e *Hypsiglena torquata*; para finalizar febrero con un elemento de *Sceloporus scalaris* (Anexo 6, Fig. 1.23).

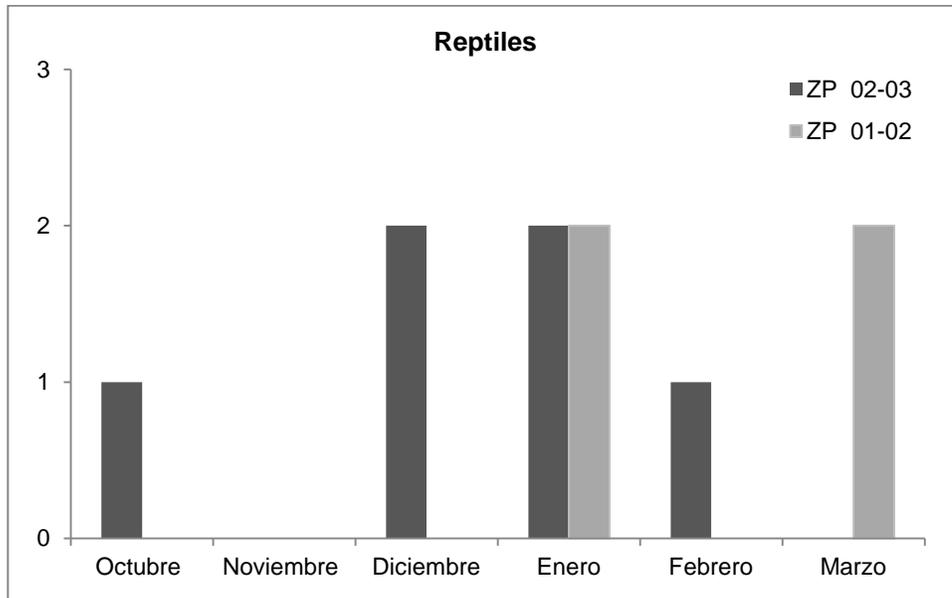


Figura 1.23 Numero de reptiles presentes en la dieta mensual de tecolote llanero durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal.

Pruebas de Contingencia Frecuencias Zapopan

Una vez realizados los análisis correspondientes para comprobar posibles diferencias entre los principales grupos consumidos por el tecolote llanero, durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. Y habiendo aplicado los ajustes necesarios de acuerdo al tamaño de las muestras, se concluyó que: Existe evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula respecto al consumo de Invertebrados entre inviernos (por diferencias significativas). Las Aves sin embargo, debido a su escaso tamaño de muestra, no fue posible aplicar las pruebas de contingencia (Tabla 1.3).

Tabla 1.3 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de las frecuencias de las presas consumidas por tecolote llanero, durante cuatro inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. El subíndice “w” hace referencia a datos ajustados mediante la Continuidad de Williams.

Z A P O P A N (2001–2002; 2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 45.97$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 3.09$	0.0788
	Aves	-----	-----
	Reptiles	$G_w_{(0.05), 1} = 0.383$	1.0500

B I O M A S A I R A P U A T O

Al estimar el porcentaje de biomasa en la dieta del tecolote llanero, la contundente ventaja observada en la frecuencia de invertebrados, disminuyó ($\bar{x} \pm SD$) un 28.82 ± 5.23 porciento. Mientras que la proporción de la frecuencia de mamíferos al convertirse en biomasa, incrementó en un ($\bar{x} \pm SD$) $1,627.82 \pm 173.9$ porciento (Fig. 1.24).

Para el municipio de Irapuato, el mayor aporte por parte de invertebrados se registró durante el invierno 2001 – 2002 con un 75.44% cuya biomasa en el caso de mamíferos resulta inversamente proporcional (21.0%). De manera análoga, el invierno 2002 – 2003 con menor proporción de invertebrados (60.36%), obtuvo la mayor compensación de mamíferos (38.65%). Zapopan sin embargo, presentó mayor consistencia en términos de variabilidad respecto a su biomasa, promediando un 74.2% para los invertebrados y 22.63% en el caso de mamíferos. Tanto aves y reptiles presentaron resultados mixtos entre inviernos y localidades, distinguiéndose como los grupos de presas con menor aporte en términos de biomasa (Tabla 1.4). Un valor importante que complementa estos resultados es el número de presas por regurgitado, el cual se adicionó a la tendencia mensual de la biomasa.

Tabla 1.4 Porcentaje de Biomasa global para cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto., y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal.

	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
Reptiles	0.39	1.50	2.81	0.33	1.48	2.46
Aves	1.33	1.27	1.96	0.66	2.09	0.30
Mamíferos	33.35	23.88	26.75	38.65	21.00	24.28
Invertebrados	64.92	73.34	68.48	60.36	75.44	72.97

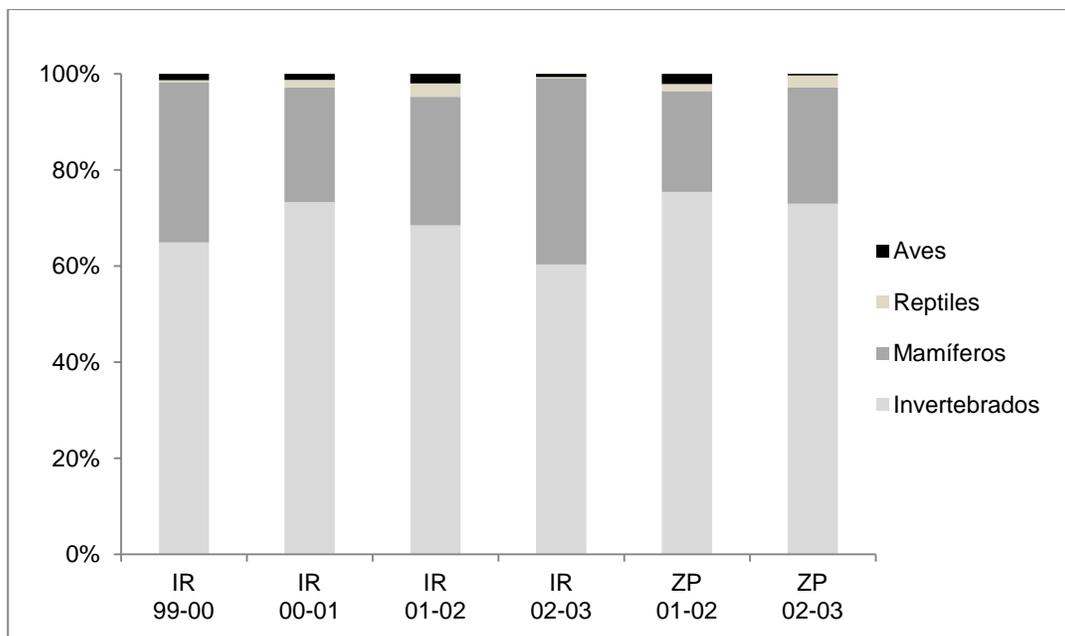


Figura 1.24 Porcentaje global de biomasa consumida por grupos e inviernos, para los municipios de Irapuato, Gto. y Zapopan, Jal.

Invierno 1999 – 2000. Durante los cinco meses del período, el valor promedio de la biomasa estandarizada sumó 39.84 gramos por regurgitado (*g/r*). Iniciando con 25.4 *g/r* su tendencia fue positiva desde el comienzo, tomando fuerza a partir de febrero para finalizar con 64.26 *g/r*. El número de presas por regurgitado (*p/r*), siguió una trayectoria prácticamente idéntica a la de la biomasa, iniciando con 25.30 *p/r*. Esta tendencia se mantuvo por debajo de la biomasa, aunque de manera creciente hasta febrero, cuando superó a esta, para finalizar con 67.7 *p/r* (Fig. 1.25).

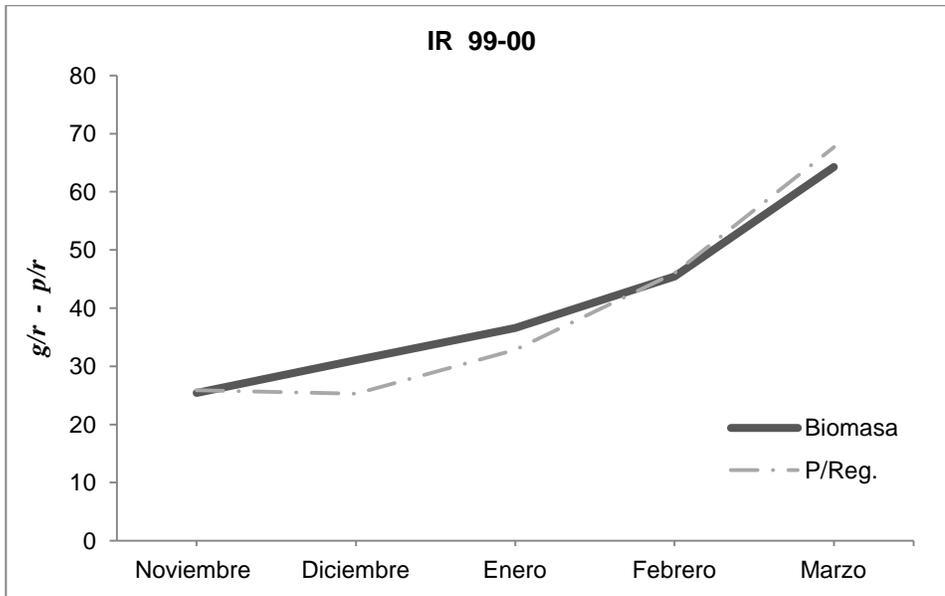


Figura 1.25 La línea obscura refleja la biomasa mensual estandarizada, graduada en gramos por regurgitado (*g/r*). La línea punteada simboliza el promedio de presas por regurgitado (*p/r*) para el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 1999 – 2000.

Invierno 2000 – 2001. El tiempo que se prolongó este período, el valor promedio de biomasa estandarizada se fijó en 39.76 *g/r*. La trayectoria ascendente inició con 26.11 *g/r*, marcando una tendencia más bien escalonada, para finalizar marzo con 57.6 *g/r*. Las presas por regurgitado habiendo iniciado con 27.03, decrecieron ligeramente en noviembre para proseguir su ascenso y sobreponerse a la biomasa a partir de diciembre, llegando al final del período con 62.03 *p/r* (Fig. 1.26).

Invierno 2001 – 2002. Durante los seis meses de este invierno, el promedio de biomasa estandarizada alcanzó 33.26 *g/r*. Su línea mantuvo cierta tendencia cóncava, comenzando octubre con 26.19 *g/r*, para formar un pico en enero que desciende a 43.83 *g/r* en marzo. La otra línea siguió un desplazamiento similar aunque con valores mayores, iniciando octubre con 31.22 *p/r*. Después del incremento de enero, la tendencia cambia y se fija por debajo de la biomasa con 35.43 *p/r* en marzo (Fig. 1.27).

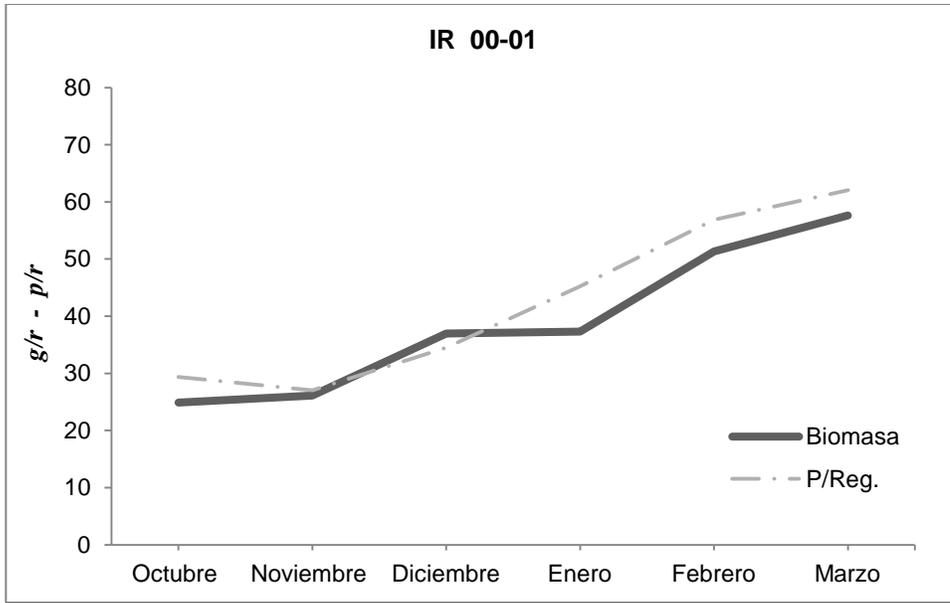


Figura 1.26 La línea obscura representa la Biomasa estandarizada por mes en escala de gramos por regurgitados (g/r). La línea punteada simboliza el promedio de presas por regurgitado (p/r), para el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 2000 – 2001.

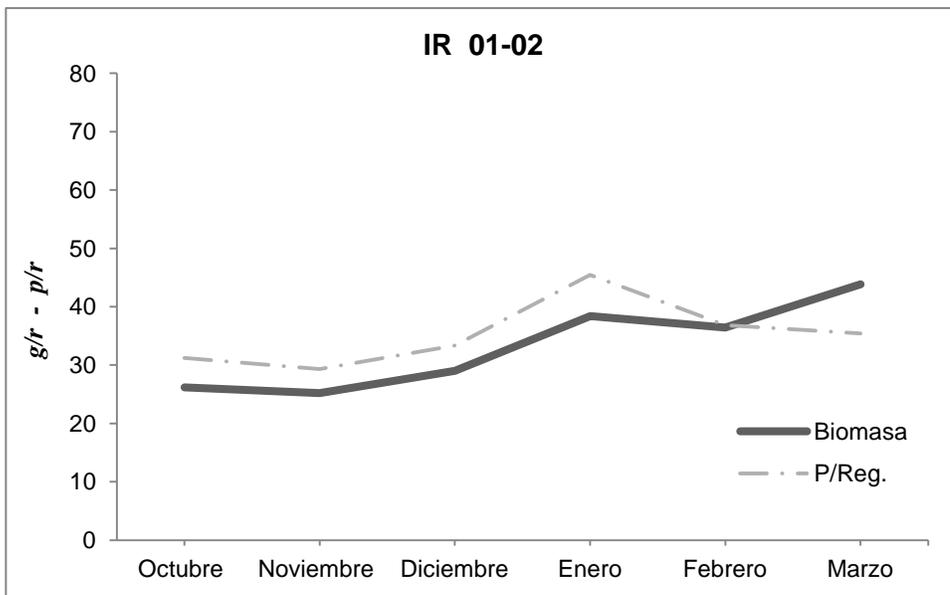


Figura 1.27 Tendencia de la biomasa mensual estandarizada (línea obscura) valorada en gramos por regurgitados (g/r). La línea punteada simboliza el promedio de presas por regurgitado (p/r), durante el invierno 2001 – 2002, en el municipio de Irapuato, Gto.

Invierno 2002 – 2003. Para esta estación, la pronunciada pendiente descrita por la biomasa estandarizada, cerró con un valor de 42.42 g/r . Su trayecto inicia en noviembre con 28.51 g/r alcanzando su punto máximo en febrero con 65.56 g/r para decaer en marzo. El número de presas por regurgitado que inicia noviembre con un valor relativamente menor (20.72) pierde efecto durante enero y febrero, para perderse los dos últimos con una tendencia idéntica a la línea de biomasa, cuyo valor final alcanzó 55.93 p/r (Fig. 1.28).

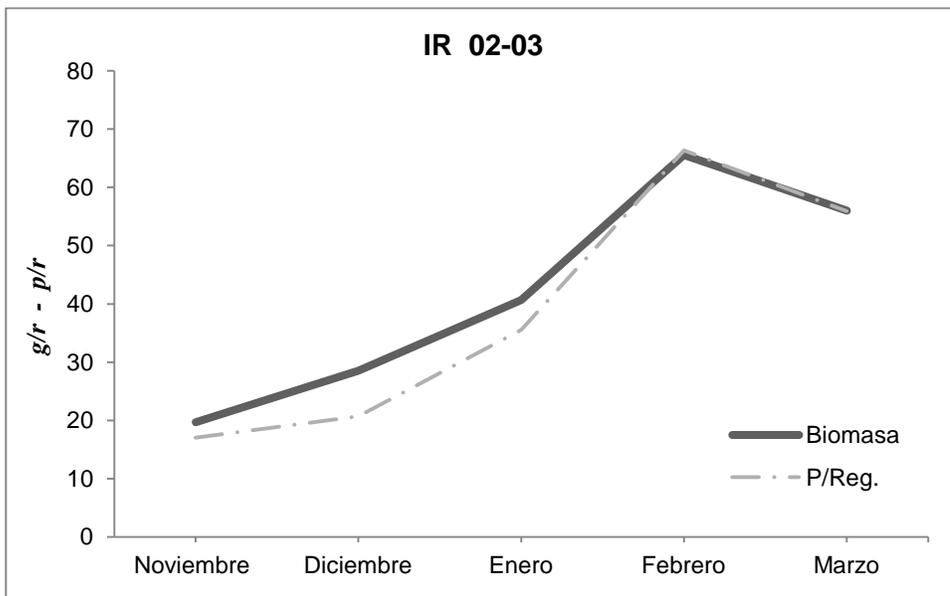


Figura 1.28 La trayectoria de la biomasa mensual estandarizada en gramos por regurgitado (g/r), es definida por la línea obscura. El promedio de presas por regurgitado (p/r) se halla representado por la línea punteada durante el invierno 2002 – 2003, en el municipio de Irapuato, Gto.

Pruebas de Contingencia Biomasa Irapuato

Con el objeto de verificar diferencias entre la Biomasa representada por las principales presas consumidas por el tecolote llanero a lo largo de cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto., se procedió al análisis de frecuencias. Una vez obtenidos los resultados se concluyó que: Existen evidencias suficientes para considerar diferencias entre inviernos, en función de la biomasa consumida de Invertebrados, Mamíferos, Aves y Reptiles (Tabla 1.5).

Tabla 1.5 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de la biomasa de las presas consumidas por tecolote llanero, durante cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto.

I R A P U A T O (1999–2000; 2000–2001; 2001–2002; 2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 3} = 221.15$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 3} = 581.87$	0.0000
	Aves	$G_{(0.05), 3} = 36.12$	0.0000
	Reptiles	$G_{(0.05), 3} = 171.23$	0.0000

BIOMASA ZAPOPAN

Invierno 2001 – 2002. La biomasa estandarizada durante los cinco meses de este período invernal, concluyó en 25.57 g/r. Al iniciar octubre la línea mantuvo una tendencia horizontal con un valor de 17.89 g/r; a partir de diciembre inicia el ascenso alcanzando los 37.17 g/r en febrero. Posteriormente registró un declive en marzo. Las presas por regurgitado, se mimetizaron tras la tendencia inicial de la biomasa, para alejarse de esta en franco ascenso a partir de diciembre, alcanzando su máximo incremento en febrero con 52.96 p/r. Finalizando marzo con un ligero descenso (Fig. 1.29).

Invierno 2002 – 2003. Este período invernal conformado por seis meses contabilizó 25.09 g/r de biomasa estandarizada. Su tendencia da comienzo en octubre con 15.59 g/r, siguiendo una trayectoria casi horizontal hasta noviembre, para iniciar un modesto incremento hasta enero con 31.79 g/r. Decrece en febrero y recupera su valor en marzo con 31.94 g/r. Mientras tanto, el comportamiento de presas por regurgitado describe la forma de un tazón, que supera a la biomasa en octubre, decrece en diciembre y enero, para luego incrementar notoriamente en marzo con 52.58 p/r (Fig. 1.30).

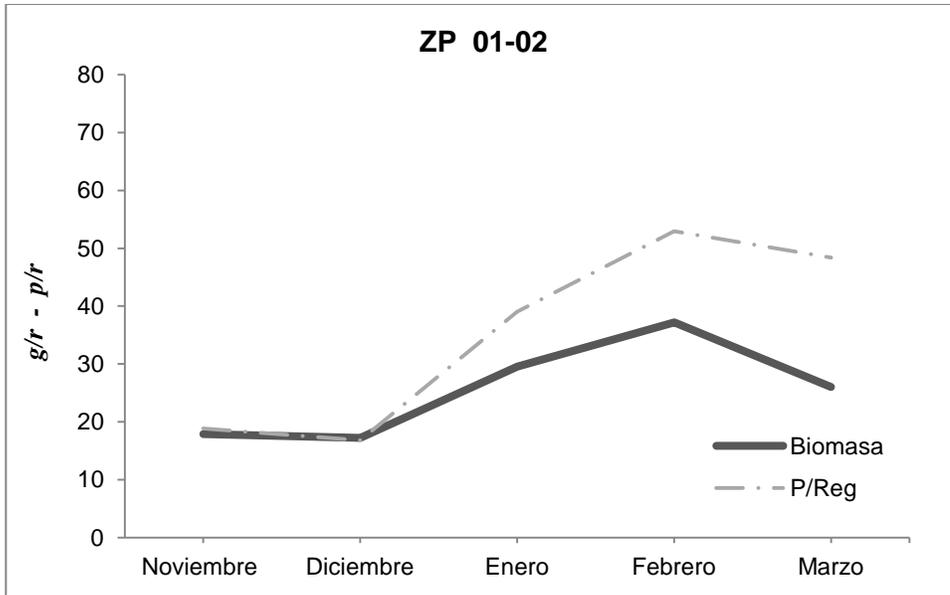


Figura 1.29 Biomasa estandarizada mensual representada por la línea obscura, en escala de gramos por regurgitado (g/r). La línea punteada simboliza el promedio de presas por regurgitado (p/r), durante el invierno 2001 – 2002 en el municipio de Zapopan, Jal.

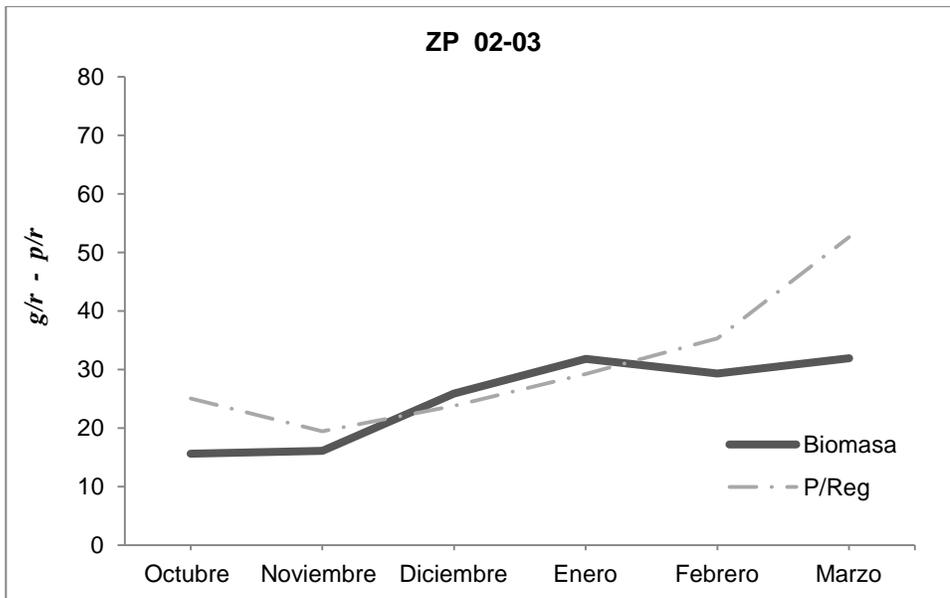


Figura 1.30 La línea obscura refleja la biomasa mensual estandarizada, graduada en gramos por regurgitados (g/r). La línea punteada simboliza el promedio de presas por regurgitado (p/r) para el municipio de de Zapopan, Jal., durante el invierno 2002 – 2003.

Pruebas de Contingencia Biomasa Zapopan

A fin de constatar posibles diferencias entre la Biomasa representada por las principales presas consumidas por el tecolote llanero, a lo largo de dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal., se llevó a cabo un análisis de frecuencias. Derivado de los resultados obtenidos, se concluyó que: Hay evidencias suficientes para considerar diferencias entre ambos inviernos, en función de la biomasa a partir del consumo de Invertebrados, Mamíferos, Aves y Reptiles (Tabla 1.6).

Tabla 1.6 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de la biomasa de las presas consumidas por tecolote llanero, durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal.

Z A P O P A N (2001–2002; 2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 23.10$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 42.16$	0.0000
	Aves	$G_{(0.05), 1} = 47.55$	0.0000
	Reptiles	$G_{(0.05), 1} = 16.19$	0.0000

CONTRASTES ENTRE INVIERNOS Y LOCALIDADES

En este apartado serán comparados los dos inviernos coincidentes entre Irapuato y Zapopan, en términos de Frecuencias y Biomasa. Dado que en las secciones anteriores ya se exhibieron los resultados para cada uno de ellos, solo se procederá a presentar los análisis correspondientes.

Frecuencias Irapuato vs Zapopan

De acuerdo a los resultados del análisis de datos categóricos, buscando encontrar diferencias entre las frecuencias de consumo de los principales grupos de presas, entre localidades, se concluyó para el invierno 2001 - 2002: Evidencias suficientes para considerar diferencias en las frecuencias de consumo de Invertebrados y Reptiles. En tanto que, la hipótesis nula se sostiene para Aves y Mamíferos. Los resultados para el invierno 2002 – 2003 son concluyentes para establecer diferencias entre frecuencias de consumo de Invertebrados y Mamíferos. Una vez ajustados los datos para Aves y

Reptiles por su bajo número de muestra, los contrastes no demostraron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis nula. (Tabla 1.7, Fig. 1.7).

Tabla 1.7 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de las frecuencias de las presas consumidas por tecolote llanero, entre localidades del municipio de Irapuato, Gto., y Zapopan, Jal para el invierno 2001 – 2002 y 2002 - 2003. El subíndice “w” hace referencia a datos ajustados mediante la Continuidad de Williams.

IRAPUATO vs ZAPOPAN (2001–2002)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 178.89$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 19.85$	0.0000
	Aves	$G_{(0.05), 1} = 1.69$	0.1924
	Reptiles	$G_{(0.05), 1} = 3.39$	0.0653

IRAPUATO vs ZAPOPAN (2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 74.19$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 43.17$	0.0000
	Aves	$G_w(0.05), 1 = 1.75$	1.1000
	Reptiles	$G_w(0.05), 1 = 1.96$	1.0625

Biomasa Irapuato vs Zapopan

Los resultados del análisis de datos categóricos, aplicados a establecer diferencias entre consumos de biomasa de los principales grupos de presas, entre localidades, concluyeron para el invierno 2001 – 2002, que hubo evidencias suficientes para considerar diferencias en el consumo de biomasa para todos los grupos. Esta misma tendencia se presentó durante el invierno 2002 – 2003, por lo que la hipótesis nula, de igual manera fue rechazada para Invertebrados, Mamíferos, Aves y Reptiles (Tabla 1.8, Fig.1.24). Los valores globales de biomasa estandarizada de inviernos pareados por localidad, fueron contrastados mediante la prueba *G* de bondad de ajuste.

Tabla 1.8 Resultados del análisis de datos categóricos a partir de la biomasa de las presas consumidas por tecolote llanero, entre localidades del municipio de Irapuato, Gto., y Zapopan, Jal para el invierno 2001 – 2002 y 2002 - 2003.

IRAPUATO vs ZAPOPAN (2001–2002)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 338.44$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 330.85$	0.0000
	Aves	$G_{(0.05), 1} = 10.81$	0.0010
	Reptiles	$G_{(0.05), 1} = 65.88$	0.0000

IRAPUATO vs ZAPOPAN (2002–2003)			
Prueba	Presa	Valor Calculado	P
G Bondad de ajuste	Invertebrados	$G_{(0.05), 1} = 241.56$	0.0000
	Mamíferos	$G_{(0.05), 1} = 860.03$	0.0000
	Aves	$G_{(0.05), 1} = 22.19$	0.0000
	Reptiles	$G_{(0.05), 1} = 50.05$	0.0000

De esta manera, los resultados para el invierno 2001 – 2002, no denotaron diferencias significativas por lo que la hipótesis nula se sostiene ($G_{(0.05), 1} = 1.10$; $P = 0.2926$). En tanto que para el invierno 2002 – 2003, las evidencias para sostener la hipótesis nula no fueron suficientes ($G_{(0.05), 1} = 6.13$; $P = 0.0132$), por lo que se concluyen diferencias de biomasa entre Irapuato y Zapopan para este período (Fig. 1.31).

Análisis de similitud entre localidades

Una vez procesados los datos mediante el análisis jerárquico de disimilitud de Bray-Curtis, mediante el algoritmo de agrupación UPGMA el cual pondera el promedio de distancias entre los miembros, se llegó a los siguientes resultados para cada grupo de presas.

Artrópodos. El análisis jerárquico consideró 12 órdenes taxonómicos (Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Glomerida, Hemiptera, Himenoptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Scorpiones y Solifugae), y sus valores resultantes durante seis

inviernos. El esquema general el diagrama de árbol conformó dos ramificaciones principales:

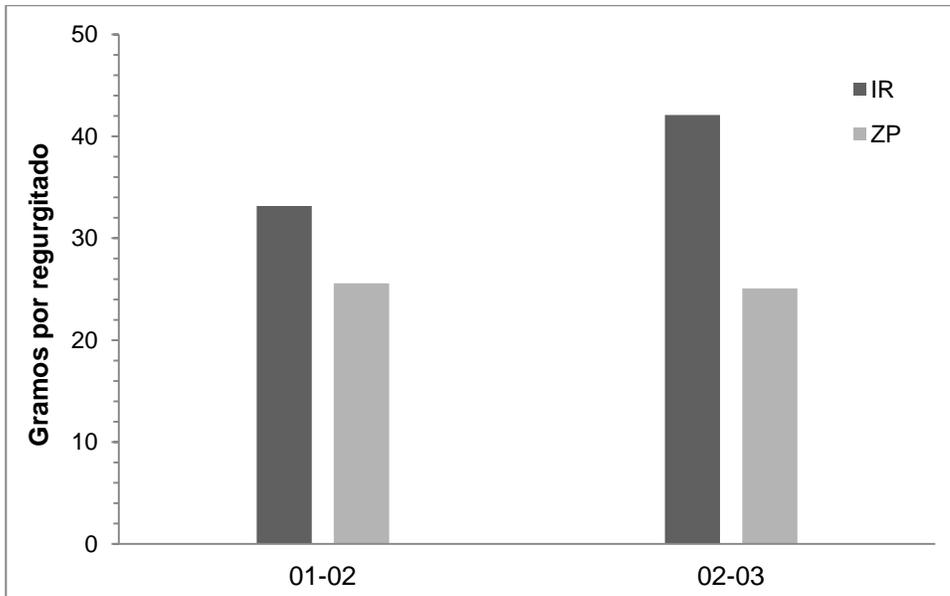


Figura 1.31 Valores globales de biomasa estandarizada entre inviernos pareados y localidades.

Zapopan e Irapuato con distancias de enlaces binarios relativamente cortas. Este último asoció sus propios inviernos entre sí 2001 – 2002 y 2002 – 2003; un segundo grupo mostró afinidad entre 1999 – 2000 y 2000 – 2001. Este arreglo de agrupamiento alcanzado un valor de entropía total de 1.64; y un promedio de distancias cofenéticas entre enlaces del 0.79 (Anexo 7.1, Fig. 1.32).

Mamíferos. En los resultados de éste grupo intervinieron 9 especies (*Baiomys taylori*, *Chaetodipus hispidus*, *Criptotis parva*, *Lasiurus blossevillii*, *Mus musculus*, *Perognathus flavus*, *Peromyscus maniculatus*, *Reithrodontomys megalotis* y *Sturnira lilium*); un género (*Peromyscus* sp.); incluyendo una categoría taxonómica (Roedor no id.). De manera general, el diagrama arrancó con un valor inicial de 0.191, generando dos ramas principales, que agruparon Zapopan por un lado, y el complejo Irapuato por el otro. Este último conjuntó 1999 – 2000, con 2002 – 2003; en tanto que 2000 – 2001 y 2001 – 2002, se mantuvieron juntos. Todos ellos con distancias de enlaces binarios relativamente cortas, promediando en conjunto el 0.70; con valor total de entropía de 2.65 (Anexo 7.2, Fig. 1.33).

Aves. La información para el grupo estuvo basada en 6 especies (*Carduelis psaltria*, *Dendroica coronata*, *Melospiza lincolni*, *Passerculus sandwichensis*, *Passerina amoena* y *Spizella pallida*) y una categoría taxonómica (Passeriformes no Id.). En esta ocasión, Zapopan 2002 – 2003 se separó de todas las agrupaciones, seguido del nexo Zapopan 2001 – 2002, con el grupo Irapuato. Para esta localidad solo los inviernos 1999 – 2000 y 2000 – 2001, se mantuvieron juntos, los cuales se ligan con 2002 – 2003. Finalmente, a este tercio, se le adhiere el invierno 2001 – 2002. El total de entropía finalizó en 3.13, mientras que el promedio de distancias cofenéticas se mantuvo en 0.56 (Anexo 7.3, Fig. 1.34).

Reptiles. Este grupo fue analizado considerando tres especies (*Gyalopion canum*, *Hypsiglena torquata* y *Sceloporus scalaris*); un género (*Sceloporus* sp.); y dos categorías taxonómicas (Lacertilio no id. y Serpinte no id.). El dendrograma resultó con inviernos pareados, siendo Zapopan el nexo de menor distancia, mientras que el grupo con menor correlación correspondió para Irapuato (1999 – 2000 con 2000 – 2001). A este enlace se le unen los dos inviernos de Zapopan, y el segundo enlace de Irapuato (2001 – 2002 y 2002 – 2003), con la mayor distancia. Los enlaces en su conjunto promediaron una distancia de 0.31 y un valor de entropía de 2.5 (Anexo 7.4, Fig. 1.35).

DIVERSIDAD DE PRESAS

Con el objeto de inferir la distribución que cada grupo de datos adopta en lo individual, y habiendo graficando el número de individuos respecto de su diversidad, se eligieron cuatro modelos de abundancia basado el estadístico crítico X^2 . El análisis dio como resultado que la transformación logarítmica se ajusta mejor a las muestras tanto de artrópodos como de cordados, en ambas localidades. De esta manera, la serie Log Normal Truncada (*LNT*), obtuvo los valores de probabilidad más altos seguidos de la serie Logarítmica, a excepción del invierno 1999 – 2000, cuyo valor de probabilidad de esta última superó con un pequeño margen a la serie *LNT*. El modelo Geométrico, se alejó con amplio margen hacia zonas de valores significativos, cediendo el último sitio a

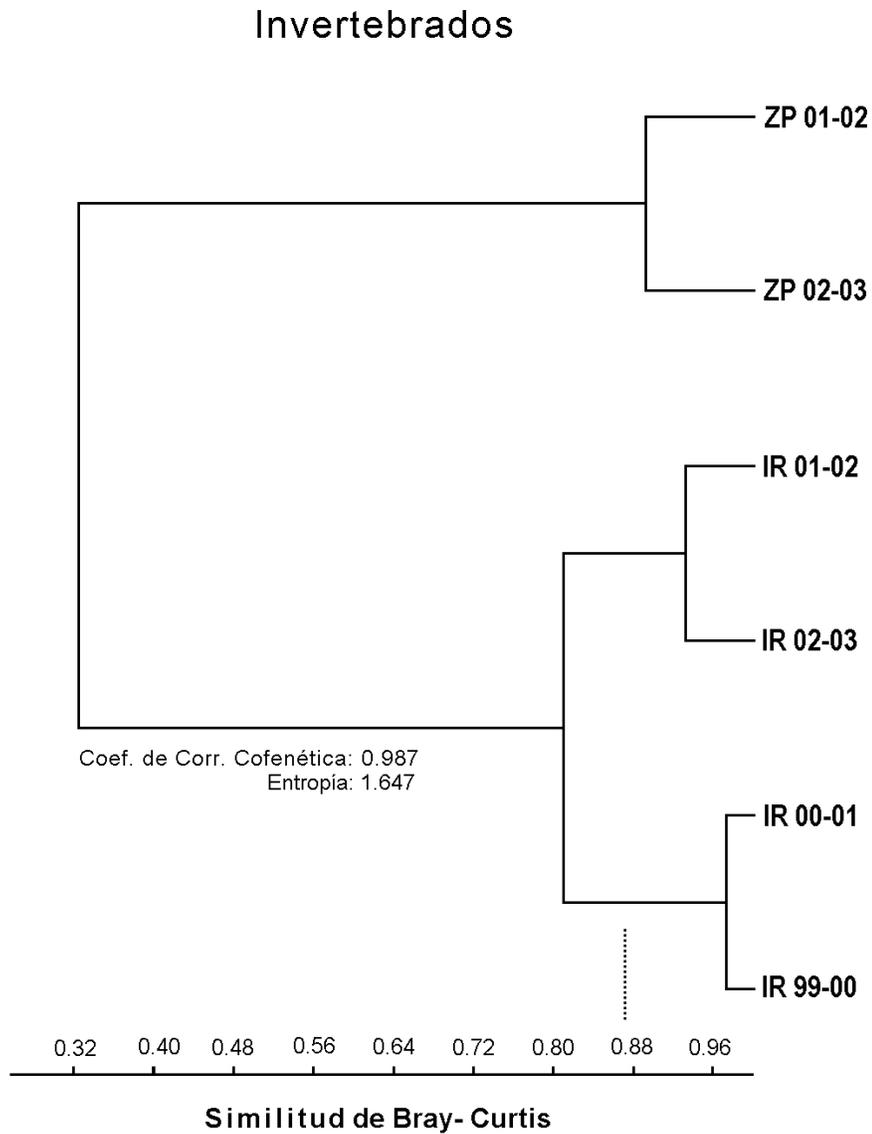
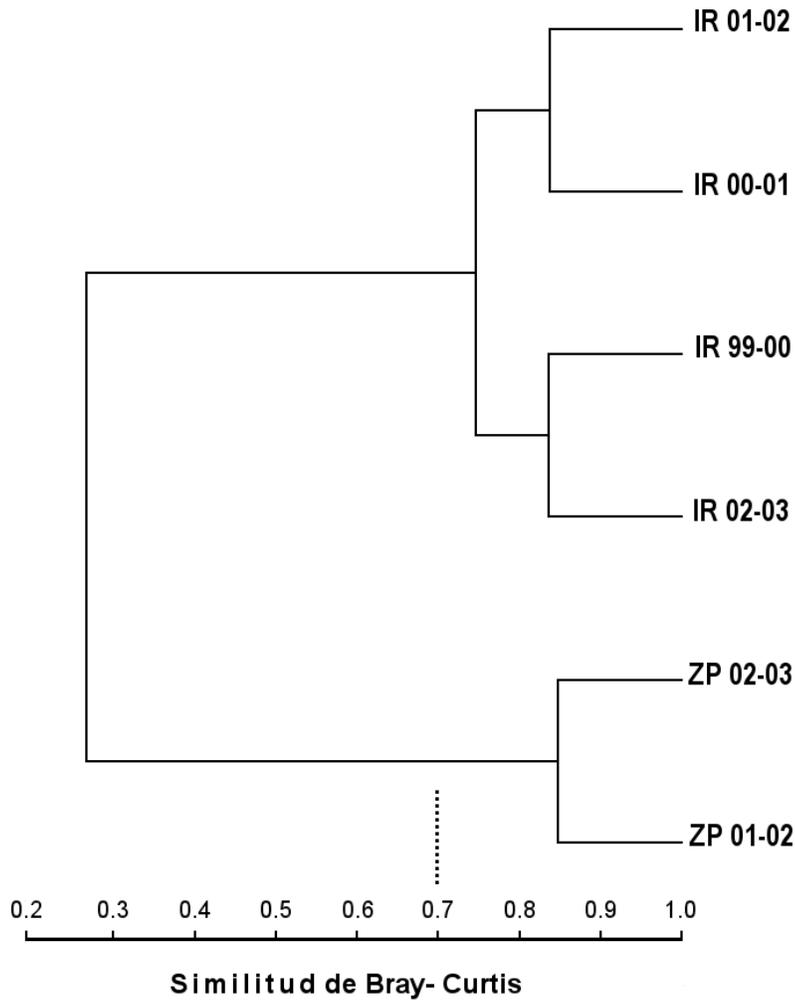


Figura 1.32 Diagrama de similitud para frecuencias de artrópodos presentes en la dieta de tecolote llanero para cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto, y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. La línea punteada indica el valor de la media de los enlaces.

Mamíferos



Coef. de Corr. Cofenética: 0.989
Entropía: 2.658

Figura 1.33 Diagrama de similitud basado en frecuencias de mamíferos presentes en la dieta de tecolote llanero para cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto, y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. La línea punteada señala el valor promedio de los enlaces.

Aves

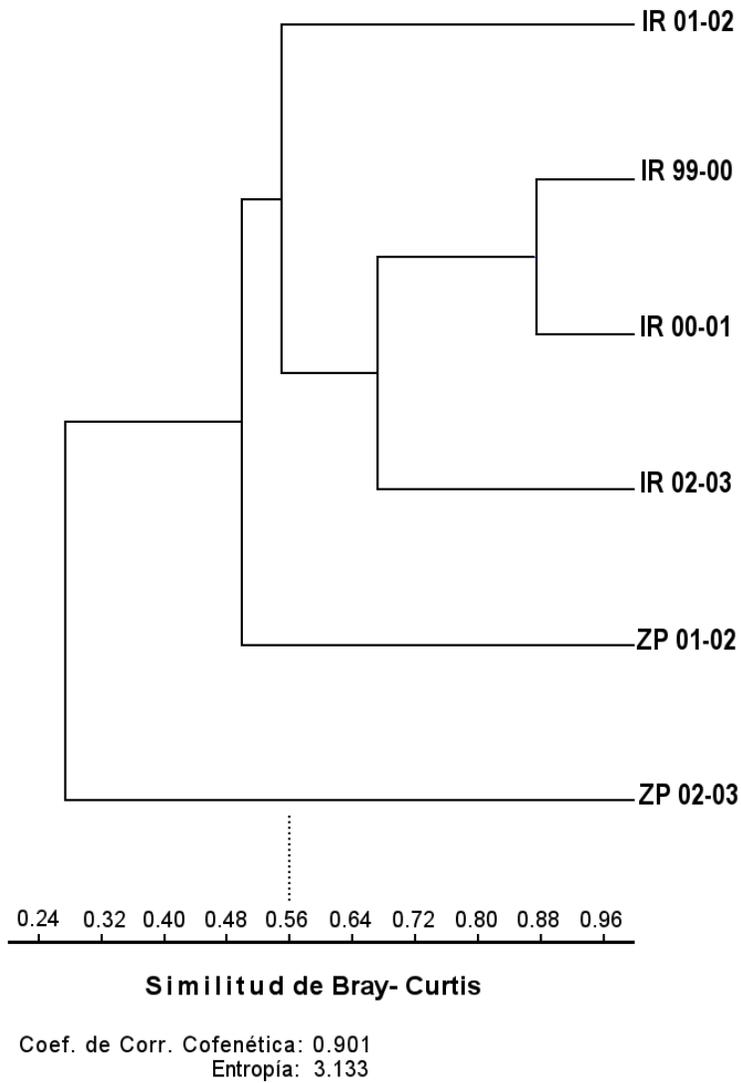
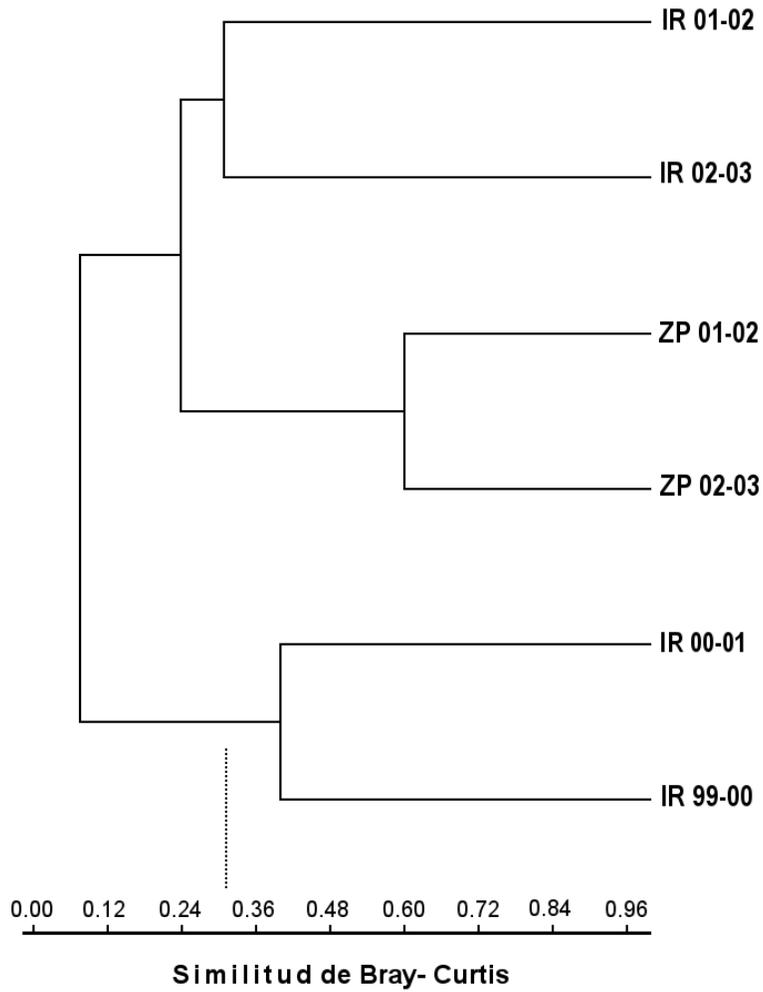


Figura 1.34 Diagrama de similitud–disimilitud basado en frecuencias de aves presentes en la dieta de tecolote llanero para cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto, y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. La línea punteada indica el valor de la media de los enlaces.

Reptiles



Coef. de Corr. Cofenética: 0.812
Entropía: 2.500

Figura 1.35 Diagrama de similitud–disimilitud basado en frecuencias de reptiles presentes en la dieta de tecolote llanero durante cuatro inviernos en el municipio de Irapuato, Gto, y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. La línea punteada indica el valor promedio de los enlaces.

la serie de Palo quebrado. El estadístico de Diversidad Lambda representa un valor asociado al grado de dispersión de los datos, por lo que su valor se incrementa ante una menor variación. Una característica de la serie *LNT* es que se trunca (termina) en el punto donde se hallan las especies raras, representadas por un solo ejemplar. El paquete estadístico calculó la proporción de especies probables bajo la curva, en la denominada zona velada. Justo a la izquierda de la distribución; la adición de las especies hipotéticas y observadas hace referencia al total de especies predichas en la comunidad (Tablas 1.9 y 1.10).

Tabla 1.9 Valores asociados al cálculo de máxima similitud entre las series Log Normal Truncada, Logarítmica, Geométrica y de Palo quebrado para artrópodos y cordados en el municipio de Irapuato, Gto., durante cuatro inviernos.

Artrópodos	99-00	00-01	01-02	02-03
Modelo mejor ajustado	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>
Total especies observadas	43	42	40	44
Estadístico Diversidad Lambda	53.373	52.523	46.978	52.381
Especies tras línea velada	2.888	3.639	2.437	2.544
Especies predichas en la com.	45.888	45.639	42.437	46.544
<i>Chi cuadrada</i> _{(0.05), 7}	4.780	4.854	8.082	3.308
<i>P</i>	0.6867	0.6778	0.3253	0.8550
Cordados	99-00	00-01	01-02	02-03
Modelo mejor ajustado	<i>Serie Log</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>
Total especies observadas	14	16	12	11
Estadístico Diversidad Lambda	----	36.996	21.372	17.358
Especies tras línea velada	----	21.920	0.588	0.566
Especies predichas en la com.	----	37,920	12.588	11,566
<i>Chi cuadrada</i> _{(0.05), 7}	0.355	0.467	0.182	0.0319
<i>P</i>	0.8371	0,7916	0.9128	0.9841

Siguiendo el criterio de determinación de artrópodos al nivel de familia y cordados al nivel género/especie, se procedió a estimar el valor analítico de tres índices de diversidad y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%, para inviernos y localidades. Conocimiento previamente la distribución que adoptaron los datos, se eligió al Alfa de Fisher como el índice de diversidad más adecuado para representar las

Tabla 1.10 Valores asociados al cálculo de máxima similitud entre las series Log Normal Truncada, Logarítmica, Geométrica y de Palo quebrado para artrópodos y cordados en el municipio de Zapopan, Jal., durante dos inviernos.

Z A P O P A N	Artrópodos		Cordados	
	01-02	02-03	01-02	02-03
Modelo mejor ajustado	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>	<i>LNT</i>
Total especies observadas	42	45	11	12
Estadístico Diversidad Lambda	52.711	59.793	21.156	22.596
Especies tras línea velada	0.758	0.366	2.814	4.798
Especies predichas en la com.	42.758	45.366	13.814	16.798
<i>Chi cuadrada</i> <small>(0.05), 7</small>	2.060	9.122	0.062	0.300
<i>P</i>	0.9564	0.2440	0.8028	0.5835

presas del tecolote llanero. No obstante, debido a su uso generalizado y para fines comparativos, también se proporciona el índice de Shannon. Al graficar sus valores para artrópodos, se observó una evidente extrapolación de sus intervalos de confianza tanto en los cuatro inviernos de Irapuato, como los dos inviernos de Zapopan. Por lo que no existen elementos para considerar diferencias entre la diversidad de las familias que los conforman; ya sea por inviernos o localidades (Fig. 36). Siguiendo el mismo criterio para los cordados, aun cuando algunos valores analíticos del Alfa de Fisher se alejan, sus intervalos de confianza resultaron lo suficientemente amplios para extrapolarse entre sí, concluyendo que no existen diferencias significativas entre la diversidad de cordados, entre estaciones o municipios (Fig. 1.37). (Tablas 1.11 y 1.12).

Respecto a la equidad de presas, la mayor diferencia la registra Irapuato con los inviernos 2000 – 2001, 2001 – 2002. Sin embargo, sus intervalos de confianza máximo (0.488) y mínimo (0.477) se interpolan, por lo que se concluye que la Equidad de cordados entre estaciones y municipios es la misma (Tablas 1.11 y 1.12).

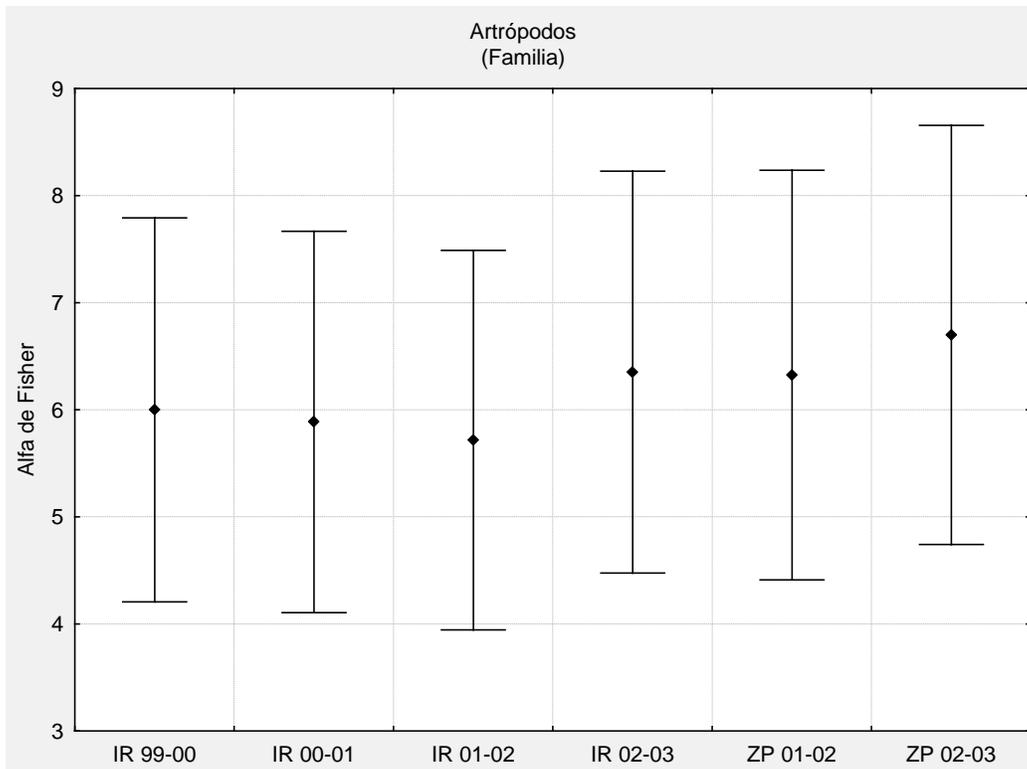


Figura 1.36 Índice de diversidade Alfa de Fisher com intervalos de confiança al 95%, para artrópodos, reportados a nivel familia por inviernos y municipios.

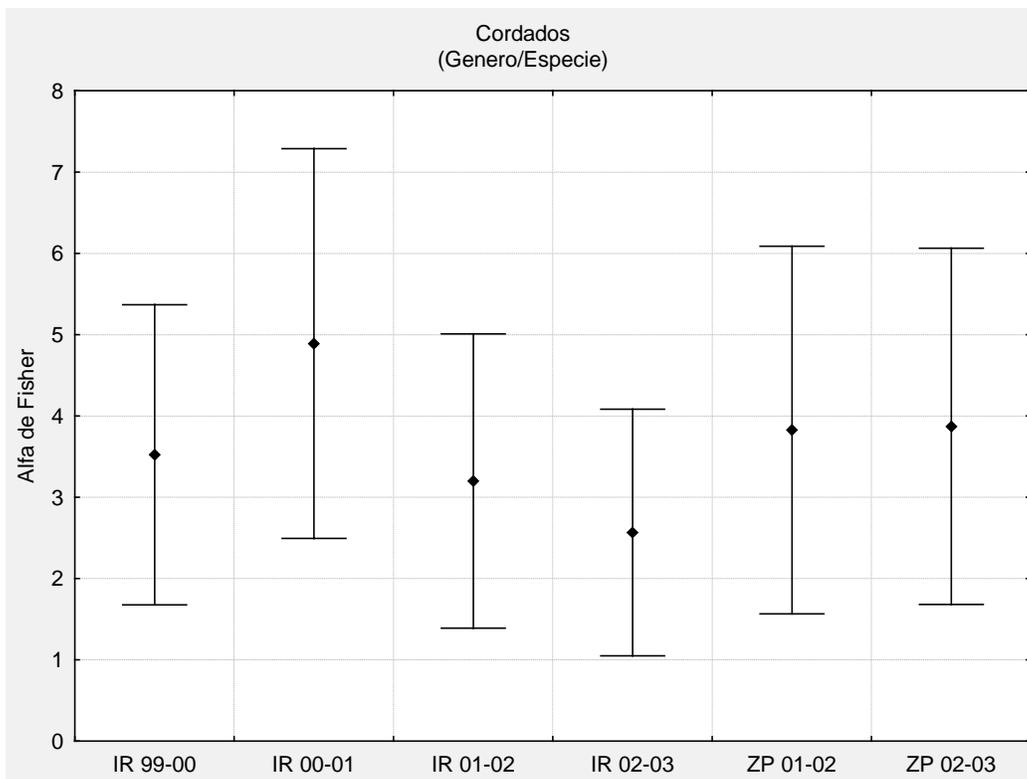


Figura 1.37 Índice de diversidad Alfa de Fisher con intervalos de confianza al 95%, para cordados reportados a nivel género y especie, por inviernos y municipios.

Tabla 1.11 Índices de diversidad de Artrópodos (determinados a nivel Familia) y Cordados (determinados a nivel Genero/especie), asociados a la dieta del tecolote llanero, para el municipio de Irapuato, Gto., durante cuatro inviernos. Se incluye valor analítico y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%, además de la diversidad de presas (D) y el número de individuos que las integran (N).

IRAPUATO						
Artrópodos				Cordados		
99 – 00	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	0.908	0.946	0.985	1.661	1.813	1.966
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.057	0.059	0.062	0.390	0.438	0.512
Alfa de Fisher =	4.206	5.999	7.792	1.677	3.522	5.367
$D =$	43			14		
$N =$	7776			184		
00 – 01	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	0.772	0.811	0.849	1.620	1.825	2.029
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.051	0.053	0.055	0.352	0.387	0.488
Alfa de Fisher =	4.106	5.887	7.667	2.494	4.890	7.287
$D =$	42			16		
$N =$	7382			124		
01 – 02	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	1.373	1.417	1.461	1.749	1.906	2.063
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.098	0.1031	0.107	0.477	0.560	0.637
Alfa de Fisher =	3.945	5.717	7.489	1.389	3.199	5.009
$D =$	40			12		
$N =$	6243			133		
02 – 03	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	1.410	1.455	1.499	1.626	1.760	1.895
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.093	0.097	0.102	0.461	0.528	0.595
Alfa de Fisher =	4.475	6.352	8.229	1.050	2.566	4.083
$D =$	44			11		
$N =$	6470			184		

Tabla 1.12 Índices de diversidad de Artrópodos (determinados a nivel Familia) y Cordados (determinados a nivel Genero/especie), asociados a la dieta del tecolote llanero, para el municipio de Zapopan, Jal., durante dos inviernos. Se incluye valor analítico y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%, además de la diversidad de presas (D) y el número de individuos que las integran (N).

Z A P O P A N						
Artrópodos				Cordados		
01 – 02	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	2.572	2.607	2.642	1.499	1.749	1.999
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.310	0.322	0.333	0.431	0.522	0.651
Alfa de Fisher =	4.412	6.324	8.237	1.565	3.826	6.087
$D =$		42			11	
$N =$		4837			64	
02 – 03	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)	IC 95% (-)	Estimación	IC 95% (+)
Shannon $H =$	2.802	2.832	2.863	1.426	1.669	1.913
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.365	0.377	0.387	0.376	0.442	0.564
Alfa de Fisher =	4.742	6.700	8.657	1.681	3.872	6.063
$D =$		45			12	
$N =$		5527			82	



DISCUSION

Notas preliminares

Es importante señalar la importancia que reviste el regurgitado para este trabajo, no solo por su función estadística (Marti, 1974; Rosenberg y Cooper, 1990), sino por el contexto ecológico tendiente a explicar las necesidades invernales del tecolote llanero.

Algunos autores argumentan que el *remanente de presa*¹ complementa el consumo dietético sobre todo de animales de tallas grandes, mientras que los regurgitados precisan estimaciones más files de presas pequeñas (Simmons *et al.*, 1991; Tornberg y Reif, 2007). El término también suele aplicarse a apéndices duros de artrópodos como élitros o extremidades antes de consumir la presa, sin embargo, otras estructuras englutidas como mandíbulas, cabezas o tórax, pueden ser íntegramente cuantificables al momento de analizar el regurgitado. Un estudio tendiente a revisar contenidos estomacales de 54 tecolotes llaneros, electrocutados en la cerca perimetral de la prisión de Valle Imperial, en California, concluyó que presas pequeñas o fáciles de digerir, son subestimadas mediante el análisis de regurgitados York *et al.*, (2002).

Por una dado, los recorridos de campo realizados entre 1998 y 2004 en el centro y el occidente del país, así como en las áreas de estudio, nunca se reportaron indicios de remanentes de presas o carcasas parcialmente consumidas, habitualmente asociadas a madrigueras reproductivas (Wellicome, 2000; Sissons, 2003; Ruiz-Aimá, 2009). Más allá de la presencia de élitros, patas de chapulín y otras estructuras duras de insectos usualmente removidas antes ser ingeridas.

York *et al.* (2002), no reportaron estructuras tan pequeñas como el aparato bucal de una larva de mosca (Diptera), el cual puede ser identificado conociendo de antemano su forma y diminuto tamaño. Incluso, con experiencia previa, es posible distinguir en el mismo material, el saco epitelial de quitina que reviste el cuerpo blando de la larva (Valdez *et al.*, 2009).

¹ Término aplicado en este trabajo para describir vertebrados o parte de estos en estado cadavérico, generalmente asociado al nido o madriguera de un depredador.

Una ventaja es que el material puede ser revisado “n” veces, hallándose adecuadamente almacenado y etiquetado.

Una última precisión, distingue el criterio de homologación de las presas a un mismo nivel taxonómico, lo que facilitó el manejo de datos. En el caso de los artrópodos, incluso se determinaron categorías taxonómicas a nivel género y especie, dada su relevancia; aunque un menor énfasis fue otorgado a aquellas estructuras raras o poco frecuentes. En otros casos, fue muy difícil alcanzar el nivel deseado incluso tratándose de vertebrados como sucedió con las aves, donde la decapitación de presas, es una práctica común entre tecolotes (Thomsen, 1971); o donde roedores longevos con denticiones desgastadas no ofrecieron elementos de juicio para su determinación.

Frecuencias Artrópodos

La primera y más importante característica de la dieta invernal del tecolote, fue la elevada frecuencia en el consumo de artrópodos, para todos los inviernos y localidades. En la literatura consultada asociada a la dieta invernal del tecolote llanero, el trabajo de Littles *et al.* (2007), realizado en el sureste de Texas reportó las frecuencias de Artrópodos más parecidas a las presentadas en este estudio, con valores del 98% con un amplio margen a la familia Gryllydae. Otro caso similar aunque con menor frecuencias correspondió a dos de los tres inviernos reportados por Cruz–Nieto (2006), en la localidad de Galeana, N.L., con 93.9% (2002 – 2003) y 91.3% (2004 – 2005). Un tercer valor poco más alejado correspondió a una población de tecolotes en el vaso de Texcoco con el 89.4% (Ángeles–Mercado, 2005).

El orden orthoptera con las frecuencia más altas y variaciones mensuales importantes, estuvo ampliamente representados por *Gryllus assimilis*. Cuyo consumo en el municipio de Irapuato, se dispara hacia los meses de diciembre y enero, una vez que los chapulines (Fam. Acrididae) como *Melanoplus differentialis*, *M. femurubrum* o *Brachystola magna*, decrecen drásticamente en presencia de temperaturas cercanas a los 0 °C o menores (Fig. 1.3). Este efecto se percibe al observando algunos gráficos de tendencias mensuales donde los solífugos (Fam. Ammotrechidae), son reemplazados por miembros del mismo clan (Fam. Lycosidae) durante la segunda mitad del invierno.

El esquema de Zapopan para Artrópodos fue un tanto distinto, si bien pudiera apreciarse menos contrastante, ya que ambos inviernos estuvieron dominados por orugas, (Fam. Pieridae y Noctuidae) arañas (Fam. Lycosidae y Nemesiidae) y ortópteros (Fams. Acridiidae y Gryllydae), aunque en proporciones distintas. Un aspecto interesante, recae en la frecuencia mensual de ortópteros al inicio del período invernal donde *Melanoplus differentialis* y *Stenopelmatus fuscus* adoptan la función de alimento crítico durante la llegada de los primeros tecolotes en octubre. Al igual que en Irapuato, el efecto térmico (Fig. 1.6) colapsa esta y otras presas, cediendo terreno a *Gryllus assimilis*.

No es difícil que elementos del paisaje determinados por las condiciones ambientales propias de cada lugar sean determinantes en el ensamblaje de presas que cada localidad ofrece. Por lo que dadas las altas frecuencias de consumo, en el caso de ortópteros para Irapuato o Lepidópteros y arácnidos en Zapopan, sugieren que el tecolote llanero se comporta como un depredador oportunista que explota las presas de acuerdo a su disponibilidad (Green *et al.*, 1993; Sánchez, 2004; Sergio y Hiraldo, 2008).

Frecuencias Mamíferos

La presencia de pequeños mamíferos de Irapuato se mantuvieron altamente fluctuante durante los cuatro inviernos (1.5% – 2.6%). Zapopan resultó más estable (1.1% y 1.3%), aunque con consumos más bajos. Porcentajes que contrastan con zonas de anidamiento reportadas por Rodríguez–Estrella (1997), en Mapimí, Dgo., con 8.9% en 1985 y 8.6% en 1986. Aún valores más altos del 12.6% en Idaho (Gleason y Johnson, 1985); o Alberta con 12.3% en 1988 y 14.4% en 1999 (Sissons, 2003). No obstante, Littles *et al.*, (2007) en el SE de Texas reportó frecuencias menores al 2% entre 1999 y 2004.

Un rasgo interesante es que en ambas localidades, la tendencia en el consumo de pequeños mamíferos mostró cúspides hacia finales de las temporadas invernales. En Irapuato especies como *Perognathus flavus* y *Peromyscus maniculatus* mantuvieron la representatividad en las dietas, en tanto que para Zapopan lo fue *Baiomys taylori* y *Mus musculus*. *Criptomys parva* fue reportada con bastante regularidad en ambos municipios,

sin que especie alguna en lo particular, denotara una patrón de consumo mensual. Por su parte los murciélagos tanto de Irapuato (*Lasiurus blossevillii*) como de Zapopan (*Sturnira lilium*), conforman uno gremio raro en la dieta del tecolote llanero (Hoetker y Gobalet, 1999).

Frecuencias Aves

Las aves en las dietas de Irapuato (*Carduelis psaltria*, *Dendroica coronata*, *Melospiza lincolnii* y *Spizella pallida*) y Zapopan (*Passerculus sandwichensis* y *Passerina amoena*) agrupadas en el orden Passeriformes, resultaron con frecuencias sumamente bajas (<0.11%). A diferencia de lo reportado en zonas reproductivas, las tallas de algunas presas tienden incluso a ser mayores, como *Callipepla squamata* y *Zenaida asiatica* reportadas en Mapimí, Dgo. (Rodríguez–Estrella, 1997); *Sturnella neglecta* en Montana (Restani *et al.*, 2001); e incluso *Columba livia* y *Phaseans colchicus*, en Okaland, California (Thomsen, 1971). Todas ellas representando frecuencias menores al 1.1%. En Galeana, N.L. la presencia de aves alcanzo 2.06% (Cruz–Nieto, 2006). Mientras que en el SE de Texas sumó el 0.02%, siendo este el valor más parecido a los resultados aquí presentados.

Este tipo de presas podrían estar asociadas a eventos de capturas más bien casuales durante horarios crepusculares, en traslados de salida y llegada de los tecolotes a sus madrigueras invernales (Valdez, 2003). Aunado a una baja tasa de depredación, los regurgitados con presencia de plumas resultan sumamente fáciles de desintegrar. En ausencia de cráneos, la tibia resultó el elemento más útil en la determinación taxonómica.

Frecuencias Reptiles

Al igual que las aves, los reptiles no denotaron ningún patrón de consumo tanto en Irapuato como en Zapopan. Obteniéndose el valor más alto en Irapuato (0.17%), durante el invierno 2001 – 2002. Las familias Phrynosomatidae y Colubridae cubrieron las opciones para este grupo el cual contó con organismos de tallas más bien chicas como son lacertilios del genero *Sceloporus* spp., y las serpientes *Gyalopion canum* e *Hypsiglena torquata* de hábitos nocturnos. Identificar la presencia de un reptil en el

regurgitado puede ser una labor eminentemente sencilla tratándose de serpientes, dada la abundancia de vertebras así como pequeñas escamas. No así lacertilios, cuyos huesos en forma cónica requieren cierta familiaridad para segregarlos de otros vertebrados.

En la dieta invernal del vaso de Texcoco, fueron encontrados lacertilios de *Barisia imbricata* en un 0.18% (Ángeles–Mercado, 2005). Los reptiles de Galeana, N.L. incluyeron lagartijas *Holbrookia maculata* y *Sceloporus* sp. ambas sumando el 0.34% (Cruz–Nieto, 2006). Mientras que Littles *et al.* (2007), en el sur de Texas refirió solo remanentes de presa de una serpiente no identificada (< 1.0%). La presencia de reptiles durante dos estaciones reproductivas en Mapimí, Dgo. (Rodríguez–Estrella, 1997), enlistó 9 especies de reptiles en 1985 (4.6%) y 1986 (3.2%). Estas diferencias en términos de porcentaje y diversidad, responden a la actividad diurna tanto de presas como su depredador, en contraste con la actividad crepuscular o nocturna por tecolotes durante el período invernal en sus áreas de estudio.

Biomasa

Al ser la biomasa el producto del total de presas consumidas por el promedio de su masa, esta se convierte en un transcendental índice del valor ecológico del lugar donde el tecolote interactúa. De esta manera, la proporción de alimento no solo refleja el número de individuos o su contexto en términos de diversidad biológica, sino el aporte fisiológico necesario para el rendimiento óptimo del depredador (Begon *et al.*, 2006). Así, mientras el análisis de frecuencias representa un valor numérico del número de presas, la biomasa pondera sus pesos promedio. Donde el volumen de consumo reflejado por la “disponibilidad” del alimento (entiéndase calidad del hábitat), establecen un balance final entre la energía invertida y la energía retribuida. A diferencia del histograma de frecuencias, en el histograma de biomasa las presas adquieren una connotación más cercana al valor funcional que le permiten al depredador concretar sus necesidades (Krebs, 2014).

Como era de esperarse, la biomasa de cordados compensó sus bajas frecuencias presentes en las dietas. Una aproximación novedosa correspondió al cálculo de su estandarización, el cual elimina el sesgo debido a las diferencias en función del número

de regurgitados analizados por mes. De tal manera que el comportamiento de la tendencia mensual, junto con el promedio de presas por regurgitado (líneas punteadas), generaron una interesante relación en términos de biomasa y frecuencias que engloban todo el conjunto de presas. De modo tal que cuando la línea (obscura) de biomasa consumida, aparece por encima de la línea (punteada) de las presas, se interpreta como un período de mayor “calidad” nutrimental o mayor presencia de vertebrados. Mientras que en el caso contrario, pudiera interpretarse como una pausa con alto número de artrópodos que apenas figuran en términos de la biomasa que estos pueden llegar a aportar.

Hechas estas acotaciones, es posible sintetizar bajo un contexto vinculante, sea por invierno o localidad, al conjunto de resultados hasta ahora presentados como grupos de presas disociadas. Por otro lado, la interpretación biológica, ambiental o de gestión que pueden llegar a formularse a partir de estos gráficos, rebasan los objetivos planteados en este trabajo.

Gran parte de la biomasa reportada en distintas regiones, es presentada en términos de porcentaje. Esta ostenta importantes fluctuaciones dependiendo del número y tipo de presas contabilizadas y los requerimientos metabólicos de los tecolotes según la estación del año (Wellicome, 2000). Entre los trabajos de dieta invernal citados en hasta ahora, solo Littles *et al.* (2007), cuantificó la biomasa obtenida en tres hábitats del sureste de Texas siendo mamíferos el grupo que aportó los valores más altos en zonas de barras costeras ($\approx 70\%$) seguido de campos agrícolas ($\approx 63\%$) y pastizales ($\approx 41\%$).

Análisis de similitud

La pregunta tendiente a responder cual de los inviernos y/o localidades guarda una mayor relación entre sí en función de las presas consumidas, resultó del análisis jerárquico basado en el promedio de la distancia pareada entre sus miembros (UPGMA). Un análisis similar se utilizó para encontrar diferencias en dietas de tecolote llanero en seis localidades del estado de Sao Paulo, Brasil. Concluyendo que las diferencias en el patrón de constelaciones resultó un indicador confiable para explicar el grado de disturbio entre tipos de hábitat (Motta–Junior y DeArruda, 2004).

Partiendo del diagrama de invertebrados, este mantuvo a simple vista una relación de asociación bastante sencilla en términos de nexos entre constelaciones, el cual guardó su propia lógica al agrupar por localidades, seguidas de similitudes entre inviernos continuos. Zapopan asoció sus inviernos con una mayor distancia, esto significa que los invertebrados de Zapopan difieren en términos del patrón de consumo respecto a su contraparte de Irapuato. La entropía total del dendrograma fue la más baja de todos los grupos de presas con valor de 1.64; lo que indica una tendencia por asociar objetos de una sola clase. El promedio de distancias entre enlaces fue de 0.79; este valor entre más se acerca a 1.00, mayor similitud guarda la relación entre sus constelaciones (Pang–Ning *et al.*, 2006). Finalmente, un valor tan alto como resultara el coeficiente de correlación cofenética, nos habla de la estrecha relación entre las distancias cofenéticas y las distancias o disimilitudes originales utilizadas para construir el dendrograma.

Para el caso de los mamíferos, la sencillez del gráfico guardó una proporción similar al anterior. Solo que esta vez, las distancias entre inviernos son prácticamente las mismas, es decir, mismo número de individuos aunque diferentes especies. Donde los patrones de consumo resultaron bastante equilibrados entre constelaciones (inviernos), las cuales, en el caso de Irapuato se intercalan. Así mismo, se presentó una separación bastante marcada entre municipios, muy congruente con los resultados de biomasa antes mencionados. La entropía total para los mamíferos generó un valor de 2.65, lo que pudiera asociarse a una cantidad mayor de “ceros” o celdas vacías en el modelo; como sería el caso de murciélagos. Por otro lado las medias de las distancias entre enlaces, se mantuvo más próxima al centro de la escala con 0.70. No obstante, el coeficiente de correlación cofenética se mantuvo bastante alto, sugiriendo que el diagrama de árbol representa de manera fidedigna disimilitudes entre observaciones.

El dendrograma de aves generó un grado de asociación complejo, limitando el número de enlaces binarios, lo cual refleja el alto valor de entropía resultante (3.13). No obstante los municipios mantuvieron afinidad entre sí, aunque con nexos distanciados como fue el invierno 2002–2003, donde en solo se reportó un ave para Zapopan. El valor promedio entre enlaces de fue de 0.56, denotando que son pocos elementos los

que contribuyen a la separación entre enlaces. Estos índices indican elementos insuficientes para dar contundencia a los grupos conformados. La presencia de ceros es un factor que además de limitar las asociaciones resultantes, incremento el grado de entropía del modelo.

Los reptiles, aunque también con tamaño de muestra bajo, mantuvo enlaces binarios generando una entropía importante (2.5). En esta ocasión, se observan localidades intercaladas, segregando los dos primeros inviernos de Irapuato dado el bajo número de reptiles consumidos. En la mayoría de los casos, las constelaciones mantuvieron un grado de disociación hacia zonas profundas de la escala, promediando distancias del 0.31. Lo que sugiere pocos elementos asociativos con un valor de correlación importante, pero no tan alto como resultarían otros grupos de presas.

La disimilitud de Bray–Curtis no se basa en distancias verdaderas, sino en diferencias entre muestras, las cuales no satisfacen el axioma de inequidad del triángulo, no obstante es una opción útil en datos de abundancia u otras cantidades positivas cuya única condición es que los datos de origen sean parte de una misma dimensión vectorial (Greenacre y Primicerio, 2013). Los resultados demostraron mayor consistencia cuanto más frecuente resulta el consumo de presas. Sin embargo, las localidades se mantuvieron bien diferenciadas lo que pudiera reflejar distintas condiciones de hábitat y ambientales, que repercuten en recambios temporales de presas, y por ende tendencias de consumo diferentes.

Diversidad de presas

Reportar Artrópodos a nivel de Orden resulta frecuente en trabajos de dietas de tecolotes y otras rapaces, aunque es deseable hacerlo a nivel Familia o incluso en escalas taxonómicas aún más específicas (James y Seabloom, 1968; Mac Cracken *et al.*, 1985; Plumpton y Lutz, 1993).

Tal como se observa en muchas poblaciones biológicas, las curvas de distribución de abundancia generadas a partir de las categorías de presas entre inviernos no fueron la excepción, al describir curvas huecas, donde la mayoría de taxa estuvieron representadas por un solo individuo y sin moda aparente. Su distribución se ajustó a la

serie logarítmica, que al igual que el índice de diversidad elegido, dependen del cálculo de α , constituido a partir de un valor muy preciso que se logra mediante iteraciones múltiples. Posicionándolos entre los modelos matemáticos más robustos (Krebs 1985; Magurran, 2004; Chao y Jost, 2012). Sin embargo, aún cuando la significancia o ajuste estadístico de las muestras extraídas resulte aceptable, los resultados no son capaces de referir con precisión aquellas presas raras que pudieron ser parte de la dieta, y en qué proporción. A diferencia de muchos estudios de diversidad donde la rareza es un factor importante de cuantificar (Colwell *et al.*, 2012), la presencia de presas raras en la dieta representan una beneficio limitado al depredador.

Buscando una mejor interpretación del Alfa de Fisher, Hayek y Buzas (1997), nos dicen que su escala genera un valor cercano al número de especies que esperamos estén representadas por un individuo. Así, en el caso de los artrópodos de Irapuato, se tiene que en promedio hay 6 familias representadas por un solo individuo. Tratándose de cordados la escala decrece. Ejemplificando el último invierno para Zapopan, se alcanzó en promedio 3.9 géneros o especies representadas por un solo individuo.

El gradiente de diversidad en el consumo de artrópodos y cordados registrados en la dieta del tecolote en el centro y occidente de México, no arrojaron diferencias significativas. Donde intervalos de confianza a partir del Alfa de Fisher calculados al 95%, no lograron segregarse lo suficiente. En el caso de los artrópodos, el último invierno en Zapopan registró una media ligeramente por encima del resto de los inviernos, mientras que en el caso de los cordados, la mayor diversidad se registró en Irapuato durante el invierno 2000 – 2001. Por otro lado, la baja presencia de aves y reptiles no permitieron modelar su distribución a través del paquete estadístico [©]SDR, no obstante la sucesión estocástica con que se presentan este tipo de eventos en un tiempo y área específica, sugirieron una distribución Poisson (Kaps y Lamberson, 2004). Por su parte, la equidad encargada de cuantificar diferencias entre el número de especies y su abundancia, presentó divergencias entre localidades e inviernos (Tablas 1.13 y 1.14).

Una última reflexión, resaltaría que la similitud de diversidad encontrada, es resultado del nivel taxonómico alcanzado, derivado de ineludibles limitantes asociadas a la determinación de artrópodos. Lo que redundaría en encubrir cualquier diferencia taxonómica propia de gradientes de determinación más finos. De ser esto una norma ¿porqué los cordados descritos con mayor especificidad arrojaron un resultado similar? Una posibilidad es que el patrón de consumo de los tecolotes responde más a tallas que a una especialización de sus presas, reemplazando simplemente una especie por otra en términos de distribución biogeográfica (*e.g. Perognathus flavus* en Irapuato vs. *Baiomys taylori* en Zapopan). Otras simplemente se comparten (*e.g. Mus musculus, Criptotis parva*, etc.). El bajo consumo generalizado de aves y reptiles, contribuyeron a equilibrar los resultados del análisis.

La cuantificación de la diversidad resulta una herramienta importante para efectos comparativos a escalas espaciales y temporales (Halfter y Moreno 2005; Gotelli y Colwell, 2011). Sobre todo si se hace desde una perspectiva funcionalmente interactiva o a escala de gremios (Root 1973; Colwell, 1979), los cuales son capaces de entrelazar niveles tróficos de especies taxonómicamente distantes. El análisis de diversidad es capaz de amalgamar diferencias funcionales entre especies solo cuando estas son agrupadas mediante nodos tróficos, que terminan siendo vitales en la conservación de especies (DeVisser *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

El consumo de artrópodos en ambos municipios mantuvo frecuencias por arriba del 97% constituyendo el grupo más importante en su dieta.

Los grillos resultó el gremio más mayoritariamente consumido en Irapuato, mientras que las orugas lo fueron para Zapopan.

Los roedores presentaron cúspides de consumo en diciembre y marzo en Irapuato, y enero en Zapopan; mientras que aves y reptiles presentaron un consumo bajo e inestable entre localidades e inviernos.

La biomasa que aportan los mamíferos en Irapuato resultó significativamente mayor que el aporte para Zapopan. En tanto que los invertebrados en Zapopan proporcionaron mayor biomasa que en Irapuato.

No se presentaron diferencias significativas entre localidades, al contrastar el consumo de biomasa basado en grupos de presas. No obstante, la biomasa estandarizada sugirió una mejor calidad de hábitat para Irapuato.

De acuerdo al análisis de similitud, los invertebrados, se agruparon entre localidades e inviernos afines, sugiriendo diferencias propias del patrón de consumo.

En el caso de los mamíferos, los patrones de consumo ponderaron equilibrio entre localidades, debido al balance en el número de presas, aunque de diferentes especies.

La diversidad de presas consumidas no arrojó diferencias significativas entre inviernos ni localidades.

El único trabajo disponible en literatura para poblaciones estrictamente invernales en sur de Texas, arrojó una alta congruencia con los resultados aquí presentados.

LITERATURA CITADA

- Allen TJ, Brock JP, Glassberg J. 2005. Caterpillars in the Field and Garden. A Field Guide to the Butterfly Catterpillars of North America. Oxford University Press: New York, pp. 232.
- Ángeles–Mercado Y. 2005. Dieta del tecolote llanero (*Athene cunicularia hypugaea* Bonaparte, 1825) durante el periodo no Reproductivo en la zona del ex-lago de Texcoco, México. Tesis: Licenciatura Ingeniería en Agroecología. Departamento de Agroecología, Universidad Autónoma de Chapingo. pp. 61.
- Anaya S, Romero J, López V. 2000. Manual de Diagnóstico para la Especies de Chapulín (Orthoptera: Acridoidea) del Estado de Tlaxcala y Estados Adyacentes. Colegio de Postgraduados: México, pp. 266.
- Baird SF, Brewer TM, Ridgway R. 1874. A History of North American Birds. Little Brown & Company: Boston, Vol. 3, pp. 560.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. Ecology from Individuals to Ecosystems. Fourth Edition. Blackwell Publishing: Malden MA, pp. 738.
- Bond RM. 1942. Food of the Burrowing owl in western Nevada. The Condor 44:183.
- Buchanan JT. 1997. A spatial analysis of the burrowing owl (*Speotyto cunicularia*) population in Santa Clara County, California, using a geographic information system. U S Forest Service General Technical Report NC 190:90-96.
- Bradley RA. 2013. Common Spiders of North America. University of California Press: Los Angeles, pp. 271.
- Bray JR, Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27:325-349.
- Campos–Rodríguez JI, Pérez–Valera B, Evaristo–Aguilar LE, Elizalde–Arellano C, López–Vidal JC, Hernández–Arciga R. 2009. Registros notables de reptiles para Guanajuato, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. Vol.81 (1): 203-204.
- Capinera JL, Scott RD, Walker TJ. 2004. Field Guide to Grasshoppers, Katydid, and Crickets of the United States. Cornell University Press; Ithaca, pp. 249.
- Carson JA. 1951. Burrowing owl with Jerusalem cricket. The Condor 53:46.
- Casas G, McCoy JC. 1979. Anfibios y reptiles de México. Limusa: México, pp. 87.
- Ceballos G, Miranda A. 2000. Guía de Campo de los Mamíferos de la Costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala A. C. Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto de Ecología / Instituto de Biología: México, pp. 502.
- Chao A, Jost L. 2012. Diversity measures. In: Encyclopedia of Theoretical Ecology, Hastings A and Gross L (eds). University of California Press: Berkeley, pp. 203-207.
- Clark RJ. 1997. A review of taxonomy and distribution of the burrowing owl (*Speotyto cunicularia*) In: The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium, Lincer JL and Steenhof K (eds). Journal of Raptor Research. Report 9, pp. 14-23.

- Colwell RK. 1979. Toward a unified approach to the study of species diversity. In: Ecological diversity in theory and practice, Grassle JF, Patil GP, Smith WK and Taillie C (eds). International Cooperative Publishing House: Fairland MD, pp. 75-91.
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin Y, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* Vol.5 (1): 3-21.
- CONABIO. 2008. La Diversidad Biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 341.
- Coulombe HN. 1971. Behavior and population ecology of the Burrowing owl (*Speotyto cunicularia*), in the Imperial Valley of California. *The Condor*, 73: 162-176.
- Cruz-Nieto MA. 2006. Ecología invernal de la Lechuza llanera (*Athene cunicularia*), en pastizales ocupados por Perrito llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus*), Galeana, Nuevo León, México. Tesis: Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 118.
- Curiel A, Reyna O, Rangel R. 1995. Zapopan Historia Natural y Ecosistemas. Ayuntamiento Constitucional de Zapopan 1995–1997; Universidad de Guadalajara: Guadalajara, Jal. pp. 88.
- Daniel WW. 1989. Bioestadística. Base para el Análisis de las Ciencias de la Salud. Tercera Edición. Limusa: México, pp. 667.
- DeSante DF, Rhulen ED, Adamany SL, Burton KM, Amin S. 1997. A census of Burrowing owls in central California. In: The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium, Lincer JL and Steenhof K (eds). *Journal of Raptor Research*. Report 9, pp. 38-48.
- DeVisser S, Freymann B, Olf H. (2011) The Serengeti food web: empirical quantification and analysis of topological changes under increasing human impact. *Journal of Animal Ecology* 80, 465–475.
- Dixon J R, Ketchersid CA, Lieb CS. 1972. The herpetofauna of Querétaro, México, with remarks on taxonomic problems. *The Southwestern Naturalist* 16: 225–237.
- Dunn J, Garret K. 1997. A Field Guide to Warblers of North America. Peterson Field Guides. Houghton Mifflin: New York, pp. 656.
- Elbroch M, Marks E, Boretos CD. 2001. Bird Tracks & Sign. A Guide to North American Species. Stackpole Books: Pennsylvania, pp. 480.
- Enriquez PL. 1997. Seasonal records of the Burrowing owl in Mexico. In: The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium, Lincer JL and Steenhof K (eds). *Journal of Raptor Research*. Report 9 pp. 49-51.
- García A, Ceballos G. 1994. Guía de Campo de los Reptiles y Anfibios de la Costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México: México, pp. 184.
- Gleason RS, Johnson DR. 1985. Factors influencing nesting success of Burrowing owls in southeastern Idaho. *Great Basin Naturalist*. Vol. 45 No. 181-84.
- Glover FA. 1953. Summer foods of the Burrowing owl. *The Condor* 55:275.
- Gotelli NJ, Ellison AM. 2004. A Primer of Ecological Statistics. Sinauer Associates: Sunderland MA,

pp. 510.

- Gotelli NJ, Colwell RK. 2011. Estimating Species Richness. In: *Frontiers in Measuring Biodiversity*, Magurran AE and McGill BJ (eds). Oxford University Press: New York NY, pp. 39–54.
- Gotelli NJ, Chao A. 2013. Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. In: *Encyclopedia of Biodiversity, Second Edition*, Levin SA (ed). Academic Press: Waltham MA, Vol. 5 195-211.
- Green GA, Fitzner RE, Anthony RG, Rogers LE. 1993. Comparative diets of Burrowing owls in Oregon and Washington. *Northwest Science* Vol. 67, No. 2, 88-93.
- Greenacre M, Primicerio R. 2013. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Fundación BBVA. Bilbao, pp. 336.
- Halfpeter G, Moreno CE. 2005. Significado Biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*, Halfpeter G, Soberón J, Koleff P, y Melic A (eds.). M3M Vol. 4, Monografías Tercer Milenio; Sociedad Entomológica Aragonesa; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Grupo Diversitas; Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Zaragoza, España pp. 5-18.
- Hall ER, Kelson KR. 1959. *The Mammals of North America*. Ronald Press. Vol. I, pp. 1300.
- Haug EA, Millsap BA, Martell MS. 1993. Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia*). In: *The Birds of North America*, No. 61. The Academy of Natural Sciences, and The American Ornithologists' Union, Poole A and Gill F. (eds). Philadelphia, pp. 20.
- Hayek LA, Buzas MA. 1997. *Surveying Natural Populations*. Columbia University Press: New York NY, pp. 563.
- Hoetker GM, Gobalet KW. 1999. Predation on Mexican free-tailed bats by Burrowing owls in California. *Journal of Raptor Research*. 33(4): 333-335.
- Holroyd GL, Rodríguez–Estrella R, Shifield S. 2001. Conservation of the Burrowing owl in western North America: Issues challenges and recommendations. *Journal of Raptor Research* 35 (4): 399-407.
- Howell S, Webb S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Central America*. Oxford University Press: New York NY, pp. 581.
- INEGI. 1998. Cuaderno Estadístico Municipal. Irapuato, Estado de Guanajuato. Publicación Única. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Gobierno del Estado de Guanajuato. H. Ayuntamiento Constitucional de Irapuato México, pp. 188.
- INEGI. 1999. Estadísticas del Medio Ambiente. Tomo I. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, pp. 540.
- INEGI. 2002. Cuaderno Estadístico Municipal, Ayuntamiento Constitucional de Zapopan, Estado de Jalisco, México.
- Iturribarría–Rojas H. 2002. Estimación de abundancia y afinidad del hábitat del Tecolote llanero (*Athene cunicularia hypugaea*) en el Valle de Mexicali, Baja California y Sonora, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Químicas y Biológicas. Universidad Autónoma de Guadalajara, pp. 36.
- James TR, Seabloom RW. 1968. Notes on the burrow ecology and food habits of the burrowing owl in

- southwestern North Dakota. *The Blue Jay* 26: 83-84.
- Kaps M, Lamberson WR. 2004. *Biostatistics for Animal Science*. CABI Publishing: London, pp. 445.
- Krebs CJ. 1985. *Ecología. Estudio de la Distribución y Abundancia. Segunda Edición*. Harla: México, pp. 753.
- Larochelle A, Lariviere MC. 2003. A Natural History of the Ground-Beetles (Coleoptera: Carabidae) of American North of Mexico. *Pensoft Series Faunistica*, 27. Bulgaria, pp. 584.
- Littles CJ, Williford D, Skoruppa MK, Woodin MC, Hickman GC. 2007. Diet of western Burrowing owls wintering in southern Texas. *Journal of Raptor Research* 41(4): 307-313.
- Longhurst WM. 1942. The summer food of Burrowing owls in Costilla County, Colorado. *The Condor* 44: 281-282.
- López-Coronado AG, Guerrero-Nuño JJ. 2004. La Vegetación Nativa de la Zona Metropolitana de Guadalajara. In: *Ecología Urbana en la Zona Metropolitana de Guadalajara*. López-Coronado AG and Guerrero-Nuño JJ (eds). Universidad de Guadalajara; Ágata: Guadalajara, Jal. México, pp. 63-97.
- Lowe VPW. 1980. Variation in digestion of prey by the Tawny owl (*Strix aluco*). *Journal of Zoology* 192: 283-293.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell: Malden MA, pp. 256.
- Marti CD. 1973. Food consumption and pellet formation rates in four owl species. *Willson Bulletin* 85: 178-181.
- Marti CD. 1974. Feeding ecology of four sympatric owls. *The Condor* 76: 45-61.
- Marti CD, Bechard M, Jaksic FM. 2007. Food habits, In: *Raptor Research and Management Techniques*, Bird DM and Bildstein KL (eds). Hancock House: British Columbia, pp. 129-149.
- MacCracken JG, Uresk DW, Hansen RM. 1985. Burrowing owl foods in Conata Basin South Dakota. *Great Basin Naturalist*. Vol.45 No.2, 287-290.
- McDonald JH. 2009. *Handbook of Biological Statistics. Second Edition*. Sparky House Publishing: Baltimore, pp. 287.
- Millsap BA, Bellocq MI, Mullenix M. 1997. Overview of literature on the Burrowing owl. In: *The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium*, Lincer JL and Steenhof K (eds). *Journal of Raptor Research*. Report 9, pp. 6-10.
- Motta-Junior JC, DeArruda A. 2004. Trophic ecology of the burrowing owl in southeast Brazil. In: *Proceedings of the VI World Conference on Birds of Prey and Owls*, Chancellor, RD and Meyburg BU (eds). Budapest, Hungary. May 18-23, 2003.
- Morgan KH, Cannings RJ, Guppy CS. 1994. Some foods eaten by a burrowing owl overwintering on southern Vancouver Island. *Northwestern Naturalist* 74:84-87.
- Morón MA, Boucher S, Deloya C, Edmonds WD. 2003. Atlas de los Escarabajos de México: Coleoptera: Lamellicornia Vol. 2: Scarabaeidae, Trogidae, Passalidae y Lucanidae. Argania: España, pp. 227.

- Otte D. 1985. The North American Grasshoppers, Volume II: Acrididae: Oedipodinae. Harvard University Press. Cambridge, pp. 371.
- Pang-Ning T, Steinbach M, Kumar V. 2006. Introduction to Data Mining. Addison-Wesley: Michigan, pp. 769.
- Plumpton DL, Lutz RS. 1993. Prey selection and food habits of burrowing owls in Colorado. Great Basin Naturalist. 55(3), 299-304.
- Quinn GP, Keough MJ. 2002. Experimental Design and Data Analysis for Biologists. Cambridge University Press: Cambridge, 537.
- Reid FA. 2006. Mammals of North America. Peterson Field Guides. Houghton Mifflin. New York, pp. 579.
- Restani M, Rau LR, Flath DL. 2001. Nesting ecology of burrowing owls occupying black-tailed prairie dog towns in southeastern Montana. Journal of Raptor Research. 35(4): 296-303.
- Rising JD, Beadle DD. 1996. A Guide to the Identification and Natural History of the Sparrows of the United States and Canada. Academic Press. San Diego CA, pp. 365.
- Roberts, TS. 1932. The Birds of Minnesota. University of Minnesota Press: Minneapolis MI, Vol. 2 pp. 821.
- Robertson JM, 1929. Some observations on the feeding habits of the Burrowing owl. The Condor 31:38-39.
- Rodríguez-Estrella R. 1997. Nesting sites and feeding habits of the Burrowing owl in the Biosphere Reserve of Mapimi, Mexico. In: The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium, Lincer JL and Steenhof K (eds). Journal of Raptor Research. Report 9, 99-106 pp.
- Rodríguez-Estrella R, Granados JB. 2006. Resident and Wintering Populations of Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in Mexico. In: Current Raptor Studies in Mexico, Rodríguez-Estrella R (ed.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Comisión Nacional para el Conocimiento y Usos de la Biodiversidad. Mexico, PP. 181-201.
- Rosenberg KV, Cooper RJ. 1990. Approaches to avian diet analysis. Studies in Avian Biology No. 13: 80-90.
- Root RB. 1973. The organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards, *Brassica oleracea*. Ecological Monographs 43:95-124.
- Ruiz-Aimá G. 2009. Éxito reproductivo, entrega de presas y dieta del Tecolote llanero *Athene cunicularia hypugaea* en el complejo de colonias del Perrito de la pradera Mexicano *Cynomys mexicanus*, en Galeana, Nuevo León, México. Tesis: Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 74.
- Ruiz-Corral JA, Díaz-Padilla G, García-Nieto H, Silva-Serna MM, Medina-García G. 2007. Estadísticas climatológicas básicas del estado de Guanajuato (Período 1961-2003). Libro Técnico Núm. 1. INIFAP-CIRCE. Celaya, Guanajuato, México, pp. 204.
- Ruiz-Corral JA, Flores-López HE, Regalado-Ruvalcaba JR, Ramírez-Ojeda G. 2012. Estadísticas climáticas normales del estado de Jalisco. Libro Técnico Núm. 2. INIFAP / CIRPAC – Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Tepatitlán de Morelos, Jalisco, pp. 350.

- Rzedowski J, Calderón G. 1987. El bosque tropical caducifolio de la región mexicana del Bajío, *Trace* 12: 12-21.
- Sage RD. 1982. Wet and dry weight estimates of insects and spiders based on length. *American Midland Naturalist* 108: 407-411.
- Salas–Araiza MD, O'Brien CW. 2001. Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) from the state of Guanajuato, Mexico. *Insecta Mundi*, Vol. 15(1): 45-57.
- Sánchez KB. 2004. Dieta de *Speotyto cunicularia* (Aves-Strigidae) en la zona urbana de la albufera de Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires). *Mastozología Neotropical* Vol. 11 (1), 120-121.
- Sauer JR, Link WA, Fallon JE, Pardieck KL, Ziolkowski DJ. 2013. The North American Breeding Bird Survey 1966-2011: Summary Analysis and Species Accounts. *North American Fauna* 79: 1–32.
- Sergio F, Hiraldo F. 2008 Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis* 150 (Suppl. 1): 132–145.
- Scott TG. 1940. The western Burrowing owl in Clay, County, Iowa in 1938. *American Midland Naturalist* 24: 585 – 593.
- Scott SD, McFarland C. 2010. *Bird Feathers, A guide to North American Species*. Stackpole Books. Pennsylvania PA, pp. 368.
- Schmid W. 1959. Note on the food habits of the Burring owl in Minnesota. *Flicker*, 31: 103.
- Sheffield SR, Howery M. 2001. Current status, distribution, and conservation of the Burrowing owl in Oklahoma. *Journal of Raptor Research* 35 (4): 351-356.
- Simmons RE, Avery DM, Avery G. 1991. Biases in diets determined from pellets and remains: correction factors for a mammal and bird-eating raptor. *Journal of Raptor Research* 25(3): 63-67.
- Sissons RA. 2003. Food and habitat selection of male Burrowing owls (*Athene cunicularia*) on southern Alberta grasslands. Thesis: Master of Sciences. University of Alberta. Edmonton, 92 pp.
- Sokal RR, Rohlf FJ. 1995. *Biometry the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. Third Edition. W. H. Freeman & Co: New York NY, pp. 887.
- Stebbins RC. 2003. *A Field Guide to Western Reptiles and Amphibians*. Third Edition. Peterson Field Guides. Houghton Mifflin: New York NY, pp. 560.
- Steenhof K. 1983. Prey weights for computing percent biomass in raptor diets. *Journal of Raptor Research* 17:15-27.
- Thomsen L. 1971. Behavior and ecology of Burrowing owls on the Oakland municipal airport. *The Condor*, 73: 177-192.
- Tornberg R, Reif V. 2007. Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nest and images. *Ornis Fennica* 84: 21-31.
- Trulio L. 1997. Burrowing owl demography and habitat use at two urban sites in Santa Clara county, California. In: *The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium*, Lincer JL and Steenhof K (eds). *Journal of Raptor Research*. Report 9, pp. 84-89.

- Valdez HE, Holroyd GL. 2000. El tecolote llanero, sus hábitos y distribución en el centro-oeste de México. *Boletín de la Sociedad de Ciencias Naturales de Jalisco* 2: 57-63.
- Valdez HE. 2003. Dieta del Tecolote llanero occidental *Athene cunicularia hypugaea* (Bonaparte, 1825), durante su estancia invernal en el Bajío Mexicano. Tesis: Licenciatura en Biología. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara, pp. 41.
- Valdez E, Holroyd G, Trefry H. 2006. Dos semanas después. *Especies* Julio-Agosto 12-14.
- Valdez-Gómez HE, Holroyd GL, Trefry HE, Contreras-Balderas AJ. 2009. Do the winter diets of sympatric Burrowing owl and Short-eared owl overlap in west central Mexico? In: Rich TD, Arizmendi MC, and Thomson C. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference Tundra to Tropics Connecting Birds, Habitats and People* October 2009: 96-101.
- Wellicome TI, Haug EA. 1995. Second Update of Status Report on the Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia*). Committee on the Status of Endanger Wildlife in Canada, Canadian Wildlife Service. Ottawa, Canada.
- Wellicome TI. 2000. Effects of food on reproduction in Burrowing owl (*Athene cunicularia*) during three stages of the breeding season. Thesis: PhD. University of Alberta. Edmonton, pp. 113.
- Wellicome TI, Holroyd GL. 2001. The second international Burrowing owl symposium: Background and context. *Journal of Raptor Research* 35 (4): 269-273.
- White RE. 1983. Beetles. *Peterson Field Guides*. Houghton Mifflin: New York NY, pp. 384.
- Yalden DW. 2009. *The Analysis of Owl Pellets*. 4th. Edition. The Mammal Society. Southampton UK, pp. 28.
- York MM, Rosenberg DK, Sturn KK. 2002. Diet and food- niche breadth of burrowing owls (*Athene cunicularia*) in the Imperial Valley, California. *Western North American Naturalist* 62(3), 280-287.
- Zar JH. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice Hall: Englewood Cliffs, NJ, pp. 663.

Material electrónico:

- American Arachnological Society. 2009. [Online]. Disponible en: http://www.americanarachnology.org/gallery_entrance.html
- Bugguide Net. 2011. [Online]. Disponible en: <http://bugguide.net/node/view/15740>
- Forestry Images. 2011. [Online]. Disponible en: <http://www.forestryimages.org/>
- Integrated Taxonomic Information System (ITIS) 2014 [Online]. Disponible en: <http://www.itis.gov>.
- Krebs, C. J. 2014. *Ecological Methodology*. Third Edition. [Online]. Disponible en: <http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>
- University of Kentucky Entomology. 2012. [Online] Disponible en: <http://www.uky.edu/Ag/CritterFiles/casefile/spiders/spiderfile.htm>

CAPÍTULO II

TRASLAPE DE DIETAS DE TECOLOTE LLANERO, BÚHO CUERNO CORTO Y LECHUZA DE CAMPANARIO, DURANTE EL INVIERNO 2002-2003 EN EL MUNICIPIO DE ZAPOPAN, JALISCO

INTRODUCCIÓN

El búho cuerno corto *Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763), ostenta la categoría de riesgo “Sujeta a protección especial”, dentro de la NOM 059-SEMARNAT-2010. Durante su estancia invernal en territorio nacional, se distribuye ampliamente en desiertos, pastizales y áreas abiertas. No obstante que la información en torno a su biología es extensa en EEUU y Canadá, en México solo se tienen reportes anecdóticos sobre su distribución, y un solo trabajo menciona aspectos relacionados con dieta invernal. En parte, esto se debe a que no siempre los lugares donde está presente en determinada época del año, será la misma en la siguiente temporada. Esto debido a una estrecha respuesta funcional y numérica en torno a la disponibilidad de presas. De ahí que se caracterice por ser una especie de hábitos nómadas, limitando la posibilidad de monitoreos continuos a mediano plazo.

La lechuza de campanario *Tyto alba* (Scopoli, 1769), presenta una distribución cosmopolita aunado a la facilidad para localizar a estas aves en ambientes urbanos, suburbanos y agrícolas. Posicionándolo como el Strigifomre con mayor número de publicaciones, siendo la dieta uno de los temas más favorecidos. En México se halla presente en todo el territorio nacional, y hasta ahora no figura en ningún esquema de protección legal.

Durante el invierno 2001 – 2002, se constató la presencia de búho cuerno corto y lechuza de campanario haciendo uso de pastizales mixtos dentro del polígono de la Base Aérea de Zapopan. No fue sino hasta el invierno 2002 – 2003 cuando a ambas especies les fueron colocados radiotransmisores, lo que permitió un seguimiento puntual de sus movimientos y por consiguiente la localización de madrigueras y colecta de regurgitados para su análisis.

DEFINICION DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

Los estudios sobre ecología invernal de rapaces nocturnas en México son escasos, especialmente aquellos tendientes a explicar la interacción entre dos especies visitantes de invierno y una residente, tal como se presentó en las inmediaciones de la Base Aérea de Zapopan. Es por ello que este trabajo genera información presentada por primera vez dentro del rango de distribución del tecolote llanero, el búho cuerno corto, y la lechuza de campanario. Partiendo del hecho que el análisis de la dieta de depredadores, resulta una herramienta particularmente útil para su conservación, especialmente cuando se interpreta desde una perspectiva de explotación de presas entre especies simpátricas.



OBJETIVO GENERAL

Detallar las dietas de búho cuerno corto y lechuza de campanario durante el invierno 2002-2003 en la Base Aérea de Zapopan, y compararlas con la dieta de tecolote llanero.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Explicar el consumo de presas en términos de Frecuencia y Biomasa para búho cuerno corto y lechuza de campanario.
2. Calcular la amplitud de nicho trófico resultante entre tres especies de Strigiformes simpátricos.
3. Determinar diferencias entre especies en términos de diversidad de presas.

HIPOTESIS

1. La dieta entre las tres especies de rapaces nocturnas difiere significativamente en términos de Frecuencia, Biomasa, Peso promedio de presas, y Diversidad.
2. El traslape de nicho no difiere significativamente del nivel esperado de traslape que pudiera estar presente aún en ausencia de interacción de especies.

ANTECEDENTES

Los trabajos de dieta invernal de búho cuerno corto en EEUU son escasos y restringidos a grupos de individuos con estancias relativamente cortas, asociadas estrechamente a la irrupción de presas (Colvin and Spaulding, 1983; Munyer, 1966; Kinziger, 1997). Un estudio con mayor duración correspondió al reportado por Williford y coautores (2011) en el sureste de Texas. Para México existe solo un estudio relacionado con la dieta invernal de la especie (Valdez-Gómez *et al.*, 2009). Algunos trabajos de dieta con lechuza de campanario, incluyen información para el noreste de Durango (Aragón *et al.*, 2002), en La Paz, BC (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2004), al norte de Ciudad de México (Zarza y Cruzado, 2004), así como en varias localidades del SE de Oaxaca (Santos-Moreno y Alfaro-Espinosa, 2009). Mientras que estudios comparativos de dieta entre lechuza de campanario y búho cuerno corto, proceden de Oregon (Taylor, 1984), y una zona de marismas en la comarca de Doñana, España (Román e Ibáñez, 2004).



MATERIAL Y MÉTODO

Los rastreos mediante telemetría iniciaron en diciembre de 2002, aunque en noviembre ya se habían colectado algunos regurgitados de lechuza de campanario en la zona. Estimado que el material para esta especie procede cuando menos de dos individuos, y alrededor de 18 tratándose de búho cuerno corto. A cada colecta se le asignaban coordenadas geográficas, fecha y se almacenaban en bolsas de papel en un lugar seco antes de ser analizadas. A fin de segregarse abundantes porciones de pelo y pluma en los regurgitados, estos fueron sometidos a una solución básica (2.5 M), diluyendo 100 g de NaOH en 1 litro de agua (Marti *et al.*, 2007). Entre 5 y 10 regurgitados eran sumergidos en 500 ml de solución y revisados cada 15 min para evitar efectos corrosivos. Los huesos se precipitaban al fondo y estructuras de quitina solían flotar. Al final, se vertía el contenido en una coladera y se enjuagaba con abundante agua. El material se vertía en papel periódico y una vez seco, era colocado en bolsa de celofán numeradas para su análisis.

Análisis

Además de los procedimientos y criterios previamente descritos, se adicionan algunos análisis de importancia en estudios comparativos de dietas de tecolotes. Uno de ellos es inferir el peso promedio de las presas en la dieta (*MWP*, $\bar{x} \pm SD$), derivada de la media global. Así: $MWP = \sum p_i w_i / \sum p_i$. Obtenida al sumar los productos del número de presas individuales [p_i], multiplicadas por su peso (w_i), y divididas por el número total de presas de la muestra [p_i] (Herrera y Jacksíc, 1980).

El índice de Levin (B_A), permite conocer la proporción en que las categorías de presas son consumidas. Su fórmula es: $B_A = B - 1 / N - 1$; donde $B = 1 / \sum p_i^2$. Donde N representa el número de presas, y p_i la frecuencia del componente i ésimo del total de la muestra. Valores de B_A cercanos a 1.0 indican que las frecuencias de consumo de las presas son explotadas por Strigiformes de manera similar, mientras una o pocas categorías compartidas generan valores próximos a 0 (Begon *et al.*, 2005).

Los modelos de traslape de nicho calculan la variación entre especies, en términos de utilización de recursos. A fin de observar los traslapes de las dietas (Krebs, 1998), se recurrió al índice de Pianka ($O_{12} = O_{21}$) definido por la fórmula:

$$O_{12} = O_{21} = \frac{\sum_i^n -1 p_{2i} p_{1i}}{\sqrt{\sum_i^n -1 (p_{2i}^2) (p_{1i}^2)}}$$

Donde p_i es la frecuencia del componente i ésimo del total de la muestra. Valores cercanos a 1.0 indican un uso igual de las categorías de presas, en tanto que valores cercanos a 0 representan diferente uso de recursos. La significancia del traslape basado en frecuencia de consumo, se calculó utilizando modelos nulos para comunidades simuladas.

La utilización de nicho basados en el consumo de individuos a partir de 18 ordenes, procedieron de 1000 aleatorizaciones simuladas para cada especie de tecolote, mediante el programa [©]*EcoSim Professional* (Entsminger, 2012). Generando valores de probabilidad en medidas de tendencia central.



RESULTADOS

Un total de 7128 presas agrupadas en 22 órdenes, se identificaron al analizar 608 regurgitados. Notoriamente contrastante resultó el número de presas por regurgitado y sus desviaciones entre tecolote llanero y el resto de Strigiformes. Similar al índice de Levin, cuya diferencia entre búhos y lechuzas es de apenas uno por ciento (Tabla 2.1). El consumo de artrópodos en búho cuerno corto (búho) fue menor al de lechuza de campanario (lechuzas), no así el consumo de pequeños mamíferos, apenas superando a la lechuza. El consumo de aves en búhos fue notoriamente mayor que en lechuzas, mientras que reptiles solo fueron consumidos por lechuza de campanario y tecolote llanero (Fig. 2.1, Tabla 2.1).

Tabla 2.1 Información general asociada a la dieta de tres Strigiformes simpátricos del municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2002-2003.

	<i>Asio flammeus</i>	<i>Athene cunicularia</i>	<i>Tyto alba</i>
Regurgitados analizados	354	179	75
Total de presas	1058	5609	461
Presas x Regurg. ($\bar{x} \pm SD$)	2.98 ± 1.78	31.33 ± 20.73	6.14 ± 11.11
B_A	0.09	0.17	0.16

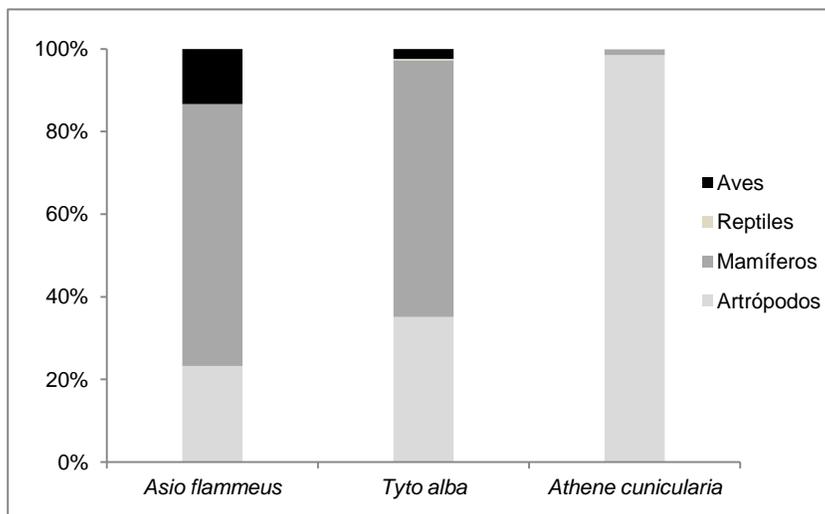


Figura 2.1 Porcentaje de frecuencia de los principales grupos de presas consumidos por Strigiformes simpátricos, durante el invierno 2002-2003.

PORCENTAJE DE FRECUENCIA

Artrópodos

En términos generales, la presencia de artrópodos en las dietas de búho y lechuza fue notoriamente más baja que en tecolote llanero. En el caso del búho, el consumo de ortópteros superó al resto de invertebrados en donde la langosta resultó la presa más representativa, con un decremento al final del invierno (Fig. 2.2). Otros grupos como Himenóptera, Coleóptera, y Aranae, obtuvieron frecuencias por abajo del 1% (Anexo 8). La lechuza, concentró su dieta en ortópteros, aunque acentuadamente sesgada al mes de noviembre (Fig. 2.3). Algunos escarabajos con frecuencias poco representativas ($\leq 1\%$) complementaron el consumo de invertebrados para esta especie (Anexo 9).

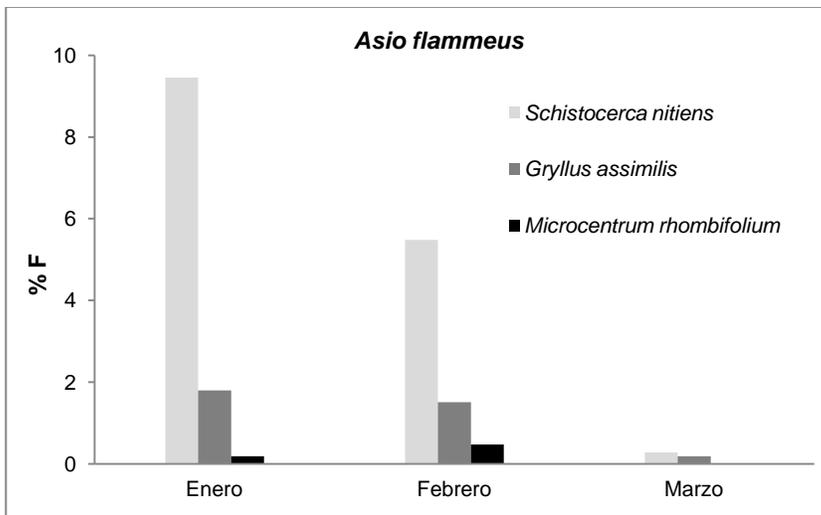


Figura 2.2 Consumo mensual de Ortópteros por búho cuerno corto.

Mamíferos

Este grupo representó el mayor porcentaje de frecuencia para Strigiformes de talla mediana, En el caso de búho, el consumo de *Baiomys taylori*, con mayor representatividad (39.2%), mantuvo una tendencias ascendente, mientras que el resto de presas decrecieron en marzo (Fig. 2.4). La lechuza, describió una curva hueca en el consumo de *Baiomys taylori* (36.2%), con mayor descenso en enero, incrementando la presencia de mamíferos en febrero y marzo (Fig. 2.5).

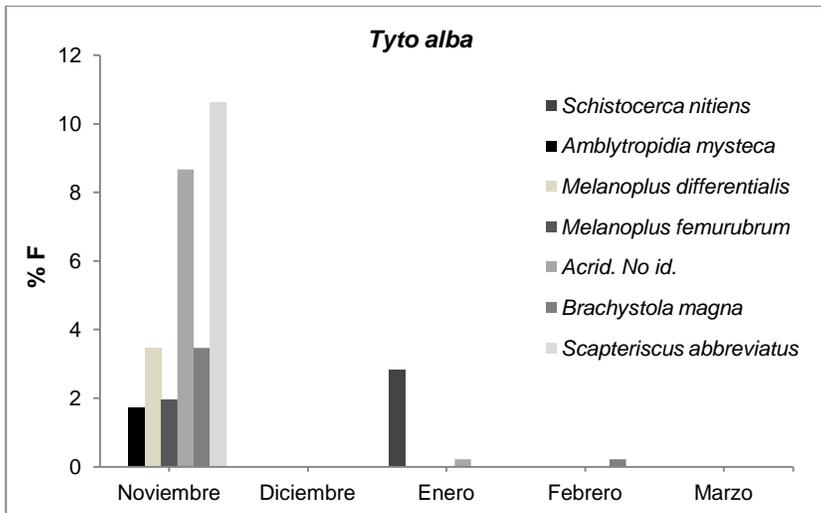


Figura 2.3. Consumo de Ortópteros por lechuza de campanario.

La depredación de roedores no nativos como *Mus musculus*, *Rattus norvegicus* y *Rattus rattus* mantuvieron proporciones sobre el resto de ratones, de 24.3% en búhos y 16.1% en lechuzas.

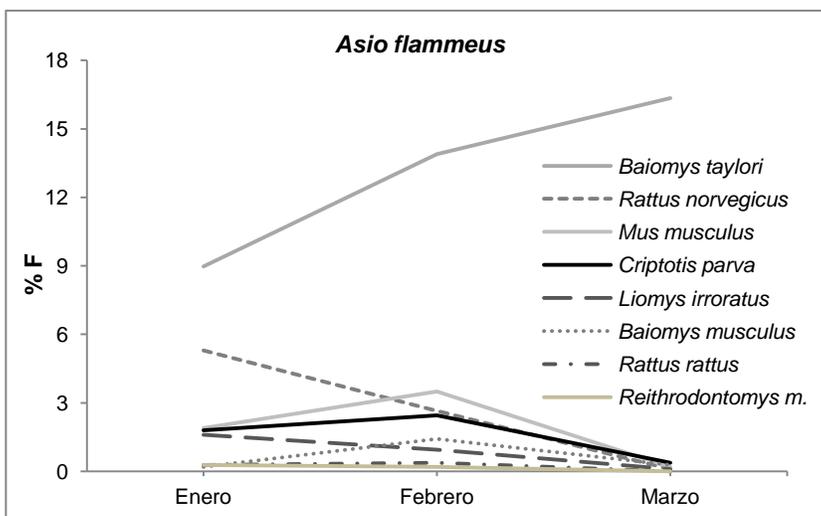


Figura 2.4 Pequeños mamíferos en la dieta de búho cuerno corto.

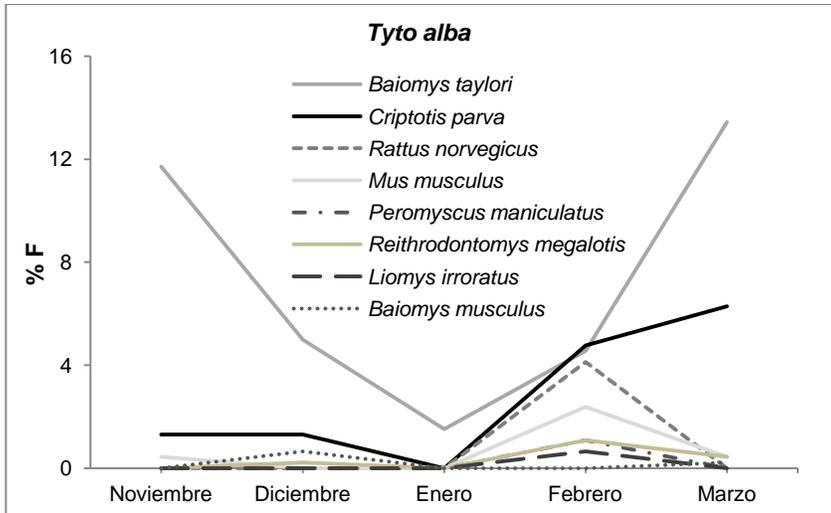


Figura 2.5 Pequeños mamíferos consumidos por lechuza de campanario.

Aves

El búho cuerno corto registró la mayor presencia de aves, otorgando al gremio de los gorriones (Emberizidae) la mayor representatividad a partir de 20 categorías de presas agrupadas en 8 familias (Fig. 2.6).

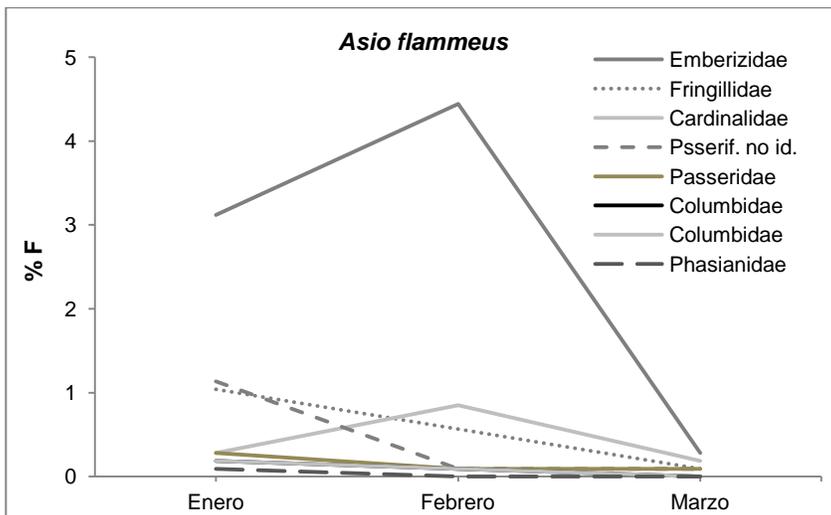


Figura 2.6 Tendencia de consumo de las principales familias de aves en la dieta de búho cuerno corto.

La lechuza de campanario, sin un patrón específico, generó frecuencias menores con apenas siete categorías (Fig. 2.7). Lo que generó diferencias significativas entre ambas especies ($G_{(0.05), 1} = 8.40$; $P = 0.004$).

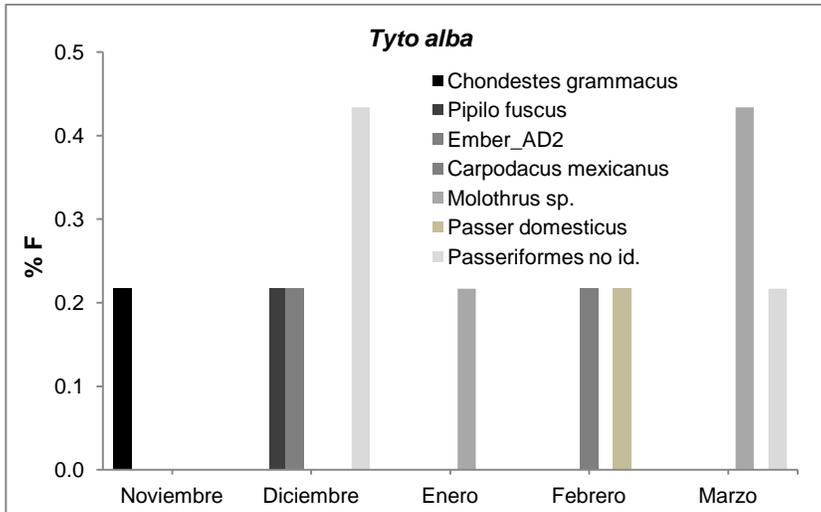


Figura 2.7 Categorías de presa de aves presentes en la dieta de lechuza de campanario.

Reptiles

Solo dos individuos del genero *Sceloporus* fueron reportados en la dieta de lechuza de campanario, uno en noviembre y otro en enero.

PORCENTAJE DE BIOMASA

Los valores de biomasa más altos (>90%) para búhos y lechuzas, fueron proporcionados por mamíferos, seguidos de aves, cuyo aporte favoreció a búho cuerno corto. Con una mínima presencia los invertebrados apenas si figuran, no así en el caso de tecolote llanero (Fig. 2.8, Tabla 2.2).

El cálculo de la biomasa estandarizada, colocó al tecolote llanero con 25.09 g por regurgitado (g/r), ampliamente superado por búho cuerno corto (85.38 g/r) y lechuza de campanario (114.40 g/r). Lo que contrasta al comparar el número de presas por regurgitado entre Strigiformes (Fig. 2.9, Tabla 1.1).

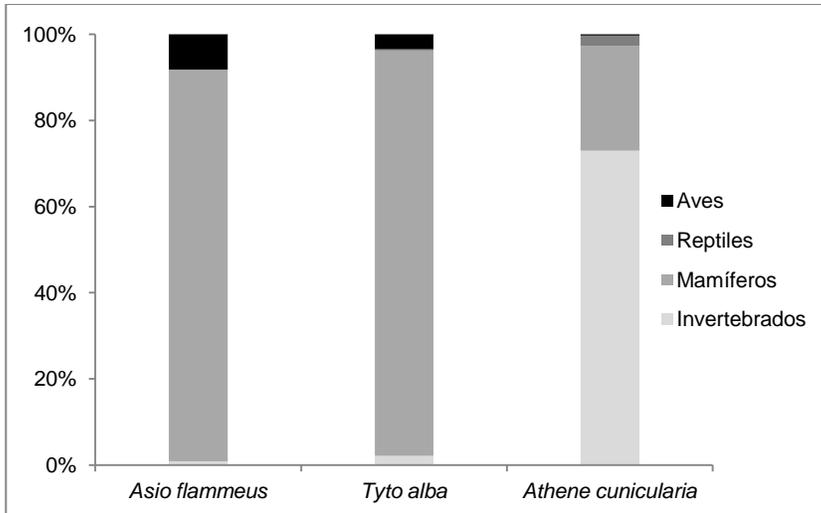


Figura 2.8 Porcentaje de Biomasa de los principales grupos de presas consumidos por Strigiformes simpátricos, durante el invierno 2002-2003.

Tabla 2.2 Valores globales de porcentaje de Frecuencia y Biomasa de los principales grupos de presas consumidas por tres especies de Strigiformes simpátricos en el municipio de Zapopan, Jal.

	% Frecuencia			% Biomasa		
	<i>Athene</i>	<i>Asio</i>	<i>Tyto</i>	<i>Athene</i>	<i>Asio</i>	<i>Tyto</i>
Reptiles	0.107	-----	0.434	2.460	-----	0.293
Aves	0.018	13.327	2.386	0.295	8.212	3.448
Mamíferos	1.337	63.422	62.039	24.279	90.947	94.109
Invertebrados	98.538	23.251	35.141	72.966	0.841	2.150

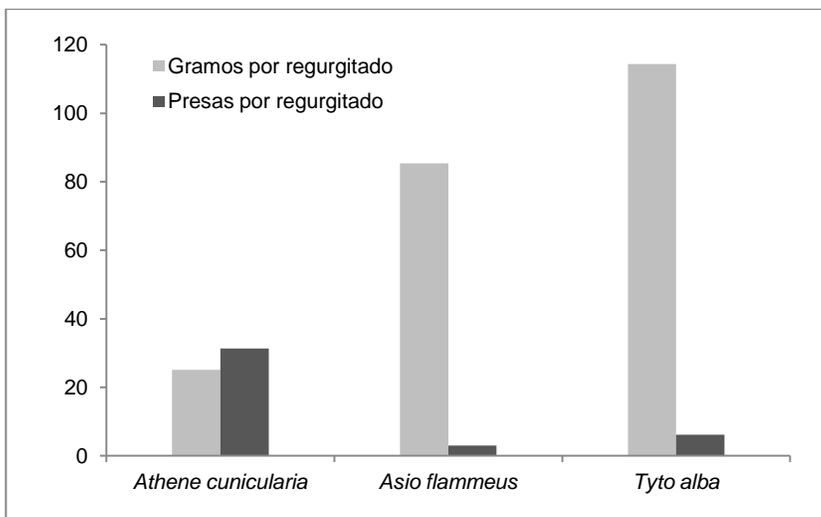


Figura 2.9 Los valores continuos del eje y retoman dimensiones de biomasa estandarizada en el caso de Gramos por regurgitado y/o No. de presas.

El peso promedio más alto de la presas recayó en mamíferos consumidos por búhos seguido de lechuza. El siguiente grupo lo retoman las aves en la dieta de búhos, mientras que el tecolote llanero mantuvo los pesos de presas más modestos consumiendo mamíferos y reptiles. Búhos y lechuzas se distinguieron por consumir invertebrados de mayor peso (Tabla 2.3).

Tabla 2.3 Peso promedio de las presas en la dieta (g) y su desviación estándar para tres especies de Strigiformes en el municipio de Zapopan.

(MWP \pm SD)	<i>Athene cunicularia</i>	<i>Asio flammeus</i>	<i>Tyto alba</i>
Reptiles	16.67 \pm 1.50	-----	12.50 \pm 0.35
Aves	-----	19.33 \pm 0.83	26.73 \pm 3.19
Mamíferos	12.04 \pm 2.12	44.98 \pm 10.18	28.06 \pm 5.35
Artrópodos	0.54 \pm 0.02	1.13 \pm 0.21	1.13 \pm 0.12

AMPLITUD DE NICHO TRÓFICO

El índice más alto (0.97) fue compartido por búhos y lechuzas, mientras que tecolotes y búhos obtuvieron el siguiente valor (0.21), para finalizar el contraste entre tecolotes y lechuzas con apenas 0.15 (Tabla 2.4).

Tabla 2.4 Amplitud de nicho trófico basado en el índice de Pianka para Artrópodos, Mamíferos, Aves, y Reptiles, consumidos por tres especies de Strigiformes en el municipio de Zapopan. El subíndice indica el número de grupos de presas incluidos en el análisis.

		<i>Athene</i>	<i>Asio</i>	<i>Tyto</i>
	<i>Athene</i> ₄	1.000	0.151	0.216
(O ₁₂ – O ₂₁)	<i>Asio</i> ₃		1.000	0.969
	<i>Tyto</i> ₄			1.000

La media de los índices observados fue de 0.44, mientras que la media de las comunidades simuladas fue de 0.14 \pm 0.12 (N = 1000). Donde 977 simulaciones resultaron por debajo de la media simulada y 23 sobre su valor, describiendo un histograma de corrimiento positivo. En tanto el valor de P (observado \leq esperado) = 0.9770; mientras que la P (observado \geq esperado) = 0.0230. Dicho de otra manera, el

traslape de nicho difiere significativamente del nivel esperado de traslape, que pudiera estar presente aún en ausencia de interacción de especies.

DIVERSIDAD DE PRESAS

La mayor diversidad de presas entre Strigiformes, correspondió al consumo de artrópodos por tecolote llanero, seguido del consumo de cordados por búho cuerno corto. Valores muy cercanos definieron presencia de artrópodos en búhos, y cordados en lechuza; mientras que los índices de menor diversidad fueron para cordados en tecolote y artrópodos en lechuza (Tabla 2.5).

Tabla 2.5 Índices de diversidad de Artrópodos (determinados a nivel Familia) y Cordados (determinados a nivel Genero/especie). Se incluye valor promedio (Estimador) y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%, además de la diversidad de presas (D) y número de individuos que las integran (N).

	Artrópodos			Cordados		
<i>Athene</i>	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)
Shannon $H =$	2.802	2.832	2.863	1.426	1.669	1.913
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.365	0.377	0.387	0.376	0.442	0.564
Alfa de Fisher =	4.742	6.700	8.657	1.681	3.872	6.063
$D =$		45			12	
$N =$		5527			82	
<i>Asio</i>	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)
Shannon $H =$	1.218	1.326	1.218	1.902	2.001	2.111
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.1989	0.221	0.274	0.231	0.255	0.284
Alfa de Fisher =	2.175	4.147	6.118	3.737	5.875	8.014
$D =$		17			29	
$N =$		246			812	
<i>Tyto</i>	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)	IC 95% (Inferior)	Estimador	IC 95% (Superior)
Shannon $H =$	2.066	2.143	2.244	1.402	1.507	1.677
Equidad ($e^{H/S}$) =	0.493	0.533	0.590	0.230	0.250	0.305
Alfa de Fisher =	1.813	3.554	5.295	2.264	4.208	6.152
$D =$		16			18	
$N =$		317			299	

Una vez graficado el valor analítico del Alfa de Fisher, se observan interpolación entre los rangos que conforman sus intervalos de confianza al 95%, tanto en artrópodos (Fig. 2.10) como en cordados (Fig. 2.11). Por lo que basado en los

análisis aplicados, no se cuenta con elementos que sugieran diferencias entre la diversidad de presas asociadas a la dieta de las tres especies de Strigiformes.

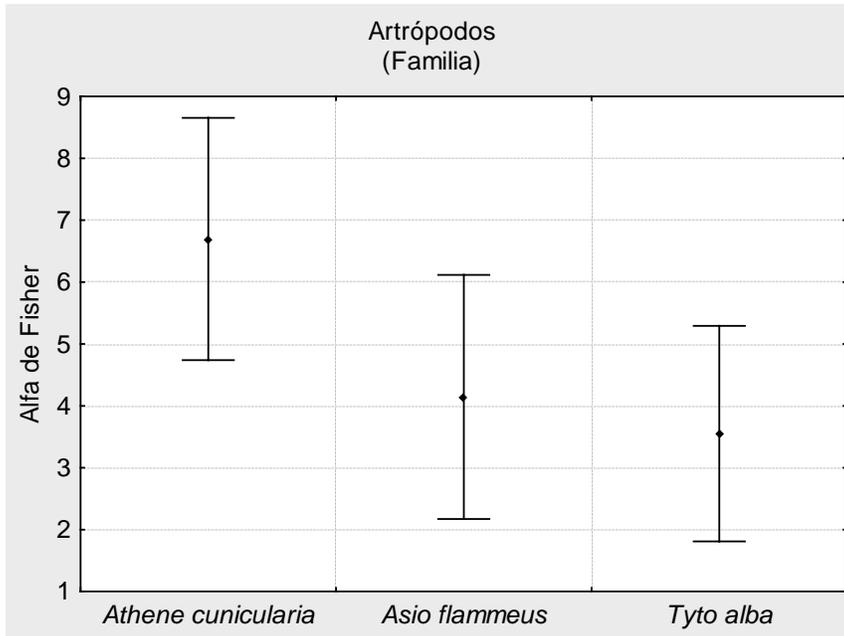


Figura 2.10 Alfa de Fisher y sus intervalos de confianza al 95% asociados al consumo de artrópodos para 3 especies de Strigiformes.

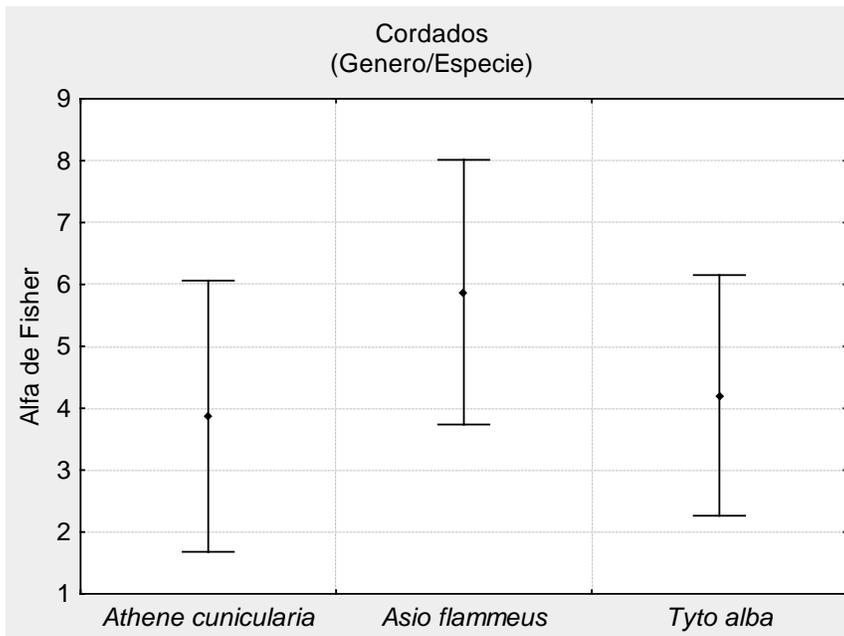


Figura 2.11 Alfa de Fisher y sus intervalos de confianza al 95% asociados al consumo de cordados de 3 especies de Strigiformes.

DISCUSIÓN

La mejor representación gráfica para resumir la interacción trófica de Strigiformes simpátricos en la Base Aérea de Zapopan, corresponde a las figuras 1 y 2. En ellas se aprecia la aptitud que cada especie demuestra en términos de uso de recursos. Particularidad que depende en gran medida de las tallas entre rapaces nocturnas (*Athene cunicularia* 140 g; *Tyto alba* 320 g; *Asio flammeus* 340 g), lo que a su vez determina el tamaño de sus presas (Trejo, 2006). Por un lado el tecolote llanero demuestra gran afinidad hacia invertebrados en términos de frecuencia, lo que se traduce en un aporte continuo de biomasa a lo largo del período invernal con un peso promedio de presas (MWP) = 0.54 ± 0.02 . Algo que búhos y lechuzas explotan de manera oportunista antes que las poblaciones de ortópteros (MWP = 1.13 ± 0.12), sucumban ante las heladas de diciembre. No obstante, el aporte de biomasa de invertebrados a la dieta de búhos y lechuzas, resulta insignificante. Bajas frecuencia de artrópodos en búhos se reportan para Texas con 2.5% (Williford *et al.*, 2011); lechuzas con 3.3% en La Paz, BCS (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2004) y 0.8% en Durango (Aragón *et al.*, 2002).

El gremio de pequeños mamíferos resultó por demás trascendental (Tabla 2.3), superando al resto de presas en términos de frecuencia (búhos 63.4%, lechuzas 62.0%) y biomasa (búhos 90.9%, lechuzas 94.1%). Un amplio margen respecto al tecolote llanero (%F 1.3, %B 24.2%). *Baiomys taylori*, fue el roedor más explotado por los tres depredadores, incrementando su frecuencia de consumo al finalizar el invierno. Esta especie juega un papel preponderante, especialmente para Strigiformes migratorios justo antes de abandonar Zapopan. La depredación de roedores no nativos (*Mus musculus*, *Rattus norvegicus* y *Rattus rattus*), otorgó mayor eficiencia a búhos que a lechuzas, lo que traducido en biomasa representaron el 72% vs 64.3%, a diferencia del 10.6% aportado únicamente por *Mus musculus* a la dieta de tecolote llanero. Una presa exclusiva de lechuzas fue *Peromyscus maniculatus*, con 7 organismos, los cuales podrían asociarse al forrajeo en cultivos caña de azúcar y maíz externos a la Base Aérea. Por su parte, la lechuza demostró excepcional eficiencia capturando musarañas

(13.6%, N = 63) con respecto de búhos (4.6% N = 6) y tecolotes (0.1% N = 6). En dieta de lechuza en un área periurbana del Valle de México se reportaron 12.8% de mórvidos domésticos y 1.4% de *Criptotis parva* (Zarza y Cruzado, 2004). Durante el invierno de 1978 se reportó en Oregon, consumo de musarañas del 7% en dieta de lechuza, no así en búhos (Taylor, 1984). Una diferencia aun mayor resultó de la interacción entre ambas especies, en una zona de humedales protegidos en el Golfo de Cádiz, SW de España, con consumos de musarañas del 21% por parte de lechuzas y ningún reporte para búhos (Román e Ibáñez, 2004).

Las aves por el contrario, fueron exitosamente capturadas por *Asio flammeus*, donde los gorriones (Emberizidae) constituyeron la mayor proporción en la dieta (7.8%), además otras seis familias incluyendo un pollo de alguna granja aledaña, logrando una biomasa del 8.2% ($MPW = 19.33 \pm 0.83$). *Tyto alba* con consumos regulares, aunque bajos (2.3%), generó una biomasa del 3.4% aunque presas de mayor masa ($MPW = 26.73 \pm 3.19$). Este invierno en particular resultó notablemente bajo, con una sola ave en la dieta de tecolote. La capacidad de los búhos en capturas de aves no es ajena en la literatura; Taylor (1984), encontró el 11.9% en Oregon, mucho mayor al 3.1% reportado en Texas (Williford et al., 2011). La lechuza, con frecuencias más conservadoras obtuvo 4.3% en el Valle de México (Zarza y Cruzado, 2004); 1.3% en Durango (Aragón et al., 2002); y cero capturas en Oaxaca (Santos-Moreno y Alfaro-Espinosa, 2009). La decapitación de aves es una práctica común en Strigiformes, por lo que fragmentos de osamentas son fácilmente confundibles. *Tyto alba* a diferencia de *Asio flammeus*, suele diluir notablemente las plumas, perceptibles en regurgitados de otros Strigiformes (cuando menos el raquis). Causando sesgos al momento del recuento e identificación de presas.

Los reptiles constituyeron el grupo de menor consumo, estando totalmente ausente en la dieta del búho. La lechuza generó dos capturas de *Sceloporus* sp., con aportes de biomasa de 0.3% ($MWP = 12.50 \pm 0.35$). El tecolote llanero consumió serpientes y lagartijas, aunque con frecuencias menores (0.1%), el aporte de biomasa representó un 2.46% ($MWP = 16.67 \pm 1.50$). Aún cuando *Tyto alba* se considera una de las aves más cosmopolitas, se distingue por tener una modesta dieta de anfibios y

reptiles. De las citas anteriores, Román e Ibáñez (2004), reportaron 4.9% de ranas consumidas en las marismas del Parque Nacional de Doñana.

La diversidad de presas favoreció a *Athene cunicularia* dada la variedad de artrópodos (Fig. 2.10), que implícitamente incrementa el número de presas por regurgitado (31.33 ± 20.73), a fin de compensar sus necesidades en términos de biomasa estandarizada de 25.09 g/r. Mientras que *Asio flammeus*, con la mayor diversidad de cordados por su amplio consumo en aves (Fig. 2.11) promedió 2.98 ± 1.78 p/r con valores de biomasa de 85.3 g/r. *Tyto alba*, con un consumo de ortópteros ligeramente mayor, promedió 6.14 ± 11.11 p/r; con valores de biomasa más altos (114.4 g/r). En Wisconsin fueron reportadas 1.43 p/r en dieta de Búhos; y 2.58 p/r en dieta de lechuza en La Paz, BCS (*Op. cit.*).

De acuerdo a los valores obtenidos a partir del Índice de Levin, el búho cuerno corto ($B_A = 0.09$) se segrega del forrajeo de presas compartidas entre tecolotes ($B_A = 0.17$) y lechuzas ($B_A = 0.16$). Estas diferencias estriban en la amplia riqueza de aves exclusivas de *Asio*, mientras que *Athene* y *Tyto* presentan mayor afinidad de presas como arañas, coleópteros, y ortópteros, incluyendo reptiles.

En términos de traslape de dietas, tenemos que el uso de recursos por parte de lechuzas y búhos es prácticamente el mismo (0.97), a partir de frecuencias de consumo cercanamente compartidas, como son ortópteros, roedores con una especie ampliamente explotada, además de aves (Passeriformes). Tecolotes y búhos, un binomio mucho más alejado de primero (0.21), comparten casi cualquier taxón de artrópodos gracias al amplio consumo de tecolotes, incluyendo roedores musarañas y apenas un ave. Finalmente, las diferencias de talla y hábitos entre tecolote llanero y lechuza separan aún más su nicho trófico (0.15). Dado que la probabilidad del traslape de nichos resultó menor a lo esperado ($P = 0.023$), aún en ausencia de interacción de especies, se esperarían de forma general una partición de los recursos entre tecolote llanero y el resto. Es decir, una distribución desigual de las presas. No así la interacción entre Strigiformes de talla mediana.

Es posible que un mayor aporte de biomasa generalizado entre tecolotes llaneros de Irapuato (documentada en el capítulo anterior), obedezcan a limitante en términos de

partición de recursos, delimitados por *Tyto alba* y *Asio flammeus* en Zapopan. A este respecto, durante el invierno 2001 – 2002, se encontró una carcasa de tecolote cuya señal de telemetría había registrado actividad la noche anterior. Por la manera como fue consumido, típicamente correspondía a una rapaz nocturna de mayor tamaño. La presencia de *Asio flammeus* en la Base Aérea de Zapopan representa su límite sureño de distribución hemisférica. La ausencia de información sobre ciclos poblacionales de *Baiomys taylori*, limita conclusiones sobre posible respuesta numérica y funcional hacia esta presa, tal como sucede con poblaciones de *Microtus* spp. en regiones Neárticas.



CONCLUSIONES

La mayor frecuencia de artrópodos correspondió al tecolote llanero. En tanto que lechuzas y búhos compartieron el consumo de pequeños mamíferos. La mayor cantidad de aves fue para los búhos.

La mayor biomasa para Strigiformes de talla mediana, la aportaron los mamíferos. Mientras que artrópodos lo hicieron con tecolote llanero.

Los ortópteros representaron el orden mayoritariamente explotado por búhos y lechuzas hacia finales de año.

Baiomys taylori, resultó el roedor más consumida por los Strigiformes de Zapopan.

Los gorriones integraron el gremio mayormente representado en la dieta de búhos y lechuzas.

El número de presas por regurgitado resultó notoriamente mayor en el caso de tecolote llanero, El resto de Strigiformes con menor número de presas pero de mayor tamaño, compensó sus requerimientos alimentarios.

Búhos y Lechuzas compartieron el índice de nicho trófico, el cual difiere significativamente al integrar el consumo de tecolote llanero al modelo.

La diversidad de artrópodos en la dieta de tecolote llanero, superó la obtenida por búhos y lechuzas, aunque no de manera significativa.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Castañeda ST, Cárdenas N, Méndez L. 2004. Analysis of mammal remains from owl pellets (*Tyto alba*), in a suburban area in Baja California. *Journal of Arid Environments*, 59(1): 59-69.
- Aragón EE, Castillo B, Garza A. 2002. Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo virginianus* y *Tyto alba*) en el noreste de Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 86: 29-50.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2005. *Ecology from Individuals to Ecosystems*. Fourth Edition. Blackwell Publishing: Malden MA, pp. 752.
- Colvin BA, Spaulding SR. 1983. Winter Foraging Behavior of Short-eared Owls (*Asio flammeus*) in Ohio. *American Midland Naturalist* 110(1): 124-128.
- Herrera CM, Jacksić FM. 1980. Feeding ecology of the Barn owl in central Chile and southern Spain: A comparative study. *The Auk* 97: 760-767.
- Kinziger A. 1997. Winter roost habitat and diet of Short-eared Owls (*Asio flammeus*) in Door County, Wisconsin. *The Passenger Pigeon* 59(1): 45-52.
- Krebs CJ. 1998. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, CA. pp. 620.
- Marti CD, Bechard M, Jaksic FM. 2007. Food habits, In: *Raptor Research and Management Techniques*, Bird DM and Bildstein KL (eds). Hancock House: British Columbia, pp. 129-149.
- Munyer EA. 1966. Winter food of the Short-eared Owl, *Asio flammeus*. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 59(2):174-180.
- Román J, Ibáñez FJ. 2004. Alimentación invernal de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) y de la lechuza común (*Tyto alba*) en un área marismesa de Doñana. *Anuario Ornitológico Doñana* 1: 148-153.
- Santos-Moreno A, Alfaro-Espinosa AM. 2009. Mammalian prey of Barn owl (*Tyto alba*) in Southeastern Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*: 143-149.
- Taylor DM. 1984. Winter food habits of two sympatric owl species. *The Murrelet*, 65 (2): 48 - 49.
- Trejo A. 2006. Segregation by size at the individual prey level between Barn and Magelanic horned owls in Argentina. *Journal of Raptor Research* 40(2): 168-172.
- Valdez-Gómez HE, Holroyd GL, Trefry HE, Contreras-Balderas AJ. 2009. Do the winter diets of sympatric Burrowing owl and Short-eared owl overlap in west-central Mexico? *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics* 96-101.
- Williford D, Woodin MC, Skoruppa MK. 2011. The winter diet of Short-eared owls in subtropical Texas: Do southern diets provide evidence of opportunism? *Journal of Raptor Research* 45(1):63-70.
- Zarza H, Cruzado J. 2004. Restos oseos de mamíferos en egagrópilas de *Tyto alba* al norte del Valle de México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 8:50-52.

Material electrónico:

Entsminger GL. 2012. EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists, Version 1.0. Acquired Intelligence Inc., Kesey-Bear, & Pinyon Publishing. Montrose, CO 81403. [Online] Disponible en: <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.html>

CAPÍTULO III

USO Y ESTRUCTURA DEL HÁBITAT POR TECOLOTE LLANERO EN IRAPUATO Y ZAPOPAN, INCLUYENDO BÚHO CUERNO CORTO Y LECHUZA DE CAMPANARIO PARA ESTA ÚLTIMA LOCALIDAD

INTRODUCCIÓN

La conservación y protección de especies designadas bajo alguna categoría de riesgo junto con sus hábitats, precisan de un conocimiento certero sobre sus requerimientos para implementar de manera efectiva estrategias para su manejo. La radio telemetría, ha sido una herramienta comúnmente aplicada para estudiar la selección del hábitat y dispersión de tecolote llanero en períodos reproductivos y post-reproductivos, donde una importante parte del tiempo destinado a actividades de forrajeo, corresponde a horarios diurnos. Este capítulo se centra en documentar el hábitat utilizado por tecolote llanero (*Athene cunicularia*) además de sus madrigueras, a partir del rastreo de individuos mediante telemetría durante un invierno en el municipio de Irapuato, Gto., y dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. De manera adicional, a principios de 2003 se dio seguimiento a movimientos de búho cuerno corto (*Asio flammeus*) y lechuza de campanario (*Tyto alba*) en Zapopan, Jal., permitiendo un reconocimiento más integral del uso del hábitat compartido por estos tres depredadores simpátricos durante el período invernal.

DEFINICION DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

En México solo dos trabajos hacen referencia al hábitat del Tecolote llanero. En ningún caso se incluyen técnicas de telemetría ni tampoco se documenta la interacción con otros Strigiformes utilizando recursos compartidos, como búho cuerno corto y lechuza de campanario. Los resultados que aquí se presentan, sentarán un precedente que permita interpretar el manejo y conservación de estas especies.

OBJETIVO GENERAL

Documentar la selección del hábitat invernal de tecolote llanero en los municipios de Irapuato, Gto. y Zapopan, Jal., incluyendo búho cuerno corto y lechuza de campanario para esta última localidad.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Describir la estructura de la vegetación y formas de vida asociada a las madrigueras y sitios de forrajeo invernal de tecolote llanero, en ambos municipios.
2. Referir la estructura de la vegetación y formas de vida entorno a madrigueras y sitios de forrajeo invernal, utilizados por búho cuerno corto y lechuza de campanario en el municipio de Zapopan, Jal.
3. Reportar algunas medidas tendientes a caracterizar las madrigueras de Strigiformes invernales.
4. Determinar la distancia entre madrigueras de Strigiformes y sus áreas de uso.

HIPÓTESIS

El presente capítulo, tiene como finalidad describir el hábitat invernal del tecolote llanero, búho cuerno corto y lechuza de campanario, por lo que no es su finalidad falsear hipótesis alguna.

ANTECEDENTES

Los trabajos que describen el hábitat del tecolote llanero, no son pocos y en su mayoría se asocian al período reproductivo de la especie, mientras que en México, los estudios en regiones desérticas de Mapimi, Dgo., y de Galeana N.L., brindan información del hábitat reproductivo del tecolote independientemente de la época del año cuando se realizaron. El primero reportó nidos asociados a vegetación arbustiva dominada por *Larrea* spp., *Prosopis* spp., *Fouquieria* spp., y *Agave* spp. (Rodríguez-Estrella y Ortega-Rubio, 1993). Por su parte Cruz-Nieto (2006) en Galeana NL, encontró 80% de suelo desnudo y 20 % de cobertura vegetal (3.38% de gramíneas y 16.59 de hierbas y arbustos), en ecosistemas de pastizal mediano, donde la altura promedio de zacates y hierbas fue de 6.8 cm. Ahí mismo fueron descritos 41 nidos (Ruiz-Aimá, 2009). El trabajo más parecido a la información que aquí se presenta corresponde a Williford y coautores (2007), quienes describieron 46 madrigueras en el SE de Texas; reportándose 61.5% de suelo desnudo, pastos 15.5%, arbustos 11.5%, y resto asociado a otras formas de vida.

Entre los estudios que involucraran rastreo mediante telemetría con tecolote llanero, destaca el realizado por Haugh y Oliphant (1990), en Saskatchewan, quienes obtuvieron el ámbito hogareño de 6 machos. Un segundo trabajo en esta misma provincia, fue realizado por Todd (2001), quien dio seguimiento a tecolotes juveniles durante el período pre migratorio, determinando una sobrevivencia del 55%. Sissons (2003), reportó en el sur de Alberta un área promedio de 87 ha utilizada por 11 tecolotes machos durante el período postreproductivo. Recientemente, un estudio tendiente a documentar el uso de infraestructura petrolera en Alberta, reportó movimientos promedio de 540m entre madrigueras y zonas de forrajeo (Scobbie *et al.*, 2013).

MATERIAL Y MÉTODO

Una vez disponible el equipo de trampeo y telemetría, aunado a los respectivos permiso de colecta científica (Oficio No. DOO.02.-3458; y Oficio Núm/SGPA/DGVS-7843), dio inicio la captura de tecolotes, consistente en colocar 6 trampas tipo arco en caminos y áreas abiertas cercanas a las madrigueras. Como carnada se utilizaron dos ratones vivos (*Mus musculus*), al interior de una pequeña jaula de malla de alambre (18 x 10 x 5 cm), añadiendo en su interior hojarasca como fuente sonora. La jaula, al ser golpeada por el tecolote, accionaba un mecanismo de resortes liberando a su vez 3 arcos metálicos unidos por una red de tela. El tecolote dentro del domo, permanecía hasta ser extraído, procesado y liberado. Cada sesión de trampeo comenzaba al ponerse el sol, con revisiones periódicas que se prolongaban hasta las 23:00 hrs. Si se advertía la presencia de algún tecolote junto a la trampa, esta se dejaba un tiempo razonable esperando su captura. Al final de cada sesión, los ratones eran regresados a su jaula y alimentados. El trampeo inició a finales de noviembre hasta la primera semana de diciembre tanto en Irapuato (1999) como en Zapopan (2001, 2002). Para el segundo invierno, el trampeo inició la segunda semana de diciembre hasta la segunda semana de enero de 2003. El rastreo en todos los casos, se mantuvo hasta comprobar que último tecolote habían abandonado área.

A cada individuo capturado, le fueron colocados dos anillos de aluminio. Uno de color anodizado con dos caracteres (superior-inferior), como identificador y uno más alfanumérico registrado ante U.S. Fish and Wildlife Service. A cada tecolote le fue colocado un radiotransmisor de 6.2 g, manufacturado por Wildlife Mterials Inc., sujetado a manera de arnés mediante cinta de teflón de 5 mm. La señal emitía unos 45 pulsos por minuto, en el rango de 172 MHz, con una vida media de 250 días. La recepción se codificaba en un radio receptor portátil conectado a una antena tipo “yaggi” de tres elementos. Las lecturas se tomaban desde distintos puntos y horarios. Estas eran consideradas “exitosas”, cuando la recepción provenía de una señal de fuente o media, a partir de triangulaciones al menos desde dos posiciones con ángulos cercanos a los $90^\circ \pm 12^\circ$ y distancias menores a 0.5 km. Los registros incluyeron posición del punto de lectura y los grados desde donde provenía la señal más potente (Nams, 1990).

La base de datos resultante para cada frecuencia, fue procesada en el programa *Arc-view GIS 3.2 – Home Range Extension, Version 1.1c* (ESRI, 1999), a fin de calcular:

1. *Ámbito hogareño* o *área utilizada* por el tecolote para forrajeo y ocultarse en su madrigueras, cuyo valor resulta de calcular el *Polígono Convexo Mínimo [PCM]*, (Jennrich y Turner, 1969; Anderson, 1982).
2. *Tipos y extensión de hábitats* que lo integran, y *superficie de extrapolación* entre PCM (Haug y Oliphant, 1990).
3. *Densidad entre madrigueras interespecíficas*, incluyendo la *distancia al vecino próximo*, el *camino más cercano*, además del *núcleo habitacional próximo* (Mrykalo *et al.*, 2007; Williford *et al.*, 2007).

Tipos de hábitat

A fin de reportar las preferencias del hábitat de forrajeo, se optó por la opción gráfica disponible, tanto de imágenes satelitales en el caso de Irapuato como de fotografía aérea digitalizada para Zapopan. Las unidades de paisaje o zonas de transición, fueron verificadas mediante visitas de campo, considerando los sistemas regionales de cobertura del suelo, a partir de dos criterios de uso (Carey *et al.*, 1989; Martínez y Zubergoitia, 2004; Trulio y Chromczak, 2007). Uso antropogénico en el que destacan: Cultivos de temporal con presencia de parcelas de maíz, sorgo y caña de azúcar. Cultivos irrigados integrados por hortalizas como rábano, alfalfa y perejil. Granjas o huertos de cítricos e instalaciones pecuarias con poca presencia humana. Instalaciones militares o infraestructura aeroportuaria y edificaciones de acceso restringido incluyendo pastos mixtos cegados a baja altura. Urbano integrado por predios baldíos desprovistos de vegetación o con presencia de pastos introducidos como *Chloris gayana* Kunth, *Cynodon plectostachyus* (K. Schum), *Melinis repens* (Willd.) Zizka; colindantes con viviendas o comercios con alta densidad humana. Un segundo criterio asociado a condiciones naturales, aunque con evidente grado de disturbio incluyeron: Cárcavas o arroyos asociados a escorrentías de temporal y zonas erosionadas por actividad extractiva de materiales para construcción, con presencia de pastos y arbustos; Vegetación secundaria arbustiva integrada por parcelas desprovistas

de vegetación original, dominadas por arbustos y pastos; además de Vegetación secundaria de pastizal dominada por pastos mixtos, con escasa presencia de arbustos (ver especies en el Capítulo I).

Estructura de la vegetación

En cada tipo de hábitat asociado tanto a madrigueras como a sitios de forrajeo, se obtuvo una caracterización de la comunidad vegetal que los integran. Por un lado la densidad de herbáceas y arbustos fue calculada utilizando la técnica de obstrucción visual o de densidad, la cual consiste en colocar la vista a 1 m del suelo y a una distancia de 2 m de una escala métrica (Poste Robel). En seguida se marca el punto justo donde el poste graduado (cm) y la vegetación coinciden (Robel *et al.*, 1970). Una lectura completa se integra por cuatro lecturas individuales obtenidas desde cuatro puntos cardinales. Al menos 20 lecturas completas distribuidas al azar por tipo de hábitat asociado a zonas forrajeo fueron obtenidas para el cálculo de densidad, mientras que 4 lecturas fueron obtenidas en un radio de 3m próximos a la madriguera.

La presencia de formas de vida por tipos de hábitat se determinó a partir del “Cuadrante Daubenmire”, representado por un marco de 1m x 1m. Este se distribuyó al azar simultáneamente sobre el terreno, a fin de estimar: porcentaje de suelo desnudo, materia orgánica, pastos, hierbas, arbustos y leñosas (Conelly *et al.*, 2003). Al menos se obtuvieron 25 lecturas por tipo de hábitat y 4 lecturas dentro de un radio de 3m, teniendo como centro la madriguera.

Descripción de madrigueras de tecolote llanero

Las madrigueras activas fueron descritas considerando cuatro variables: Ancho, determinado por la distancia horizontal que parte el centro de la entrada de la madriguera respecto al plano frontal. Altura, definida como la distancia vertical que parte el centro de entrada de la madriguera respecto al plano frontal. Diámetro interior, representado por la circunferencia interna del túnel a partir donde este se estabiliza (deja de percibirse cónico); y Profundidad, determinada como la distancia lineal desde donde

topa la cinta de un flexómetro introducido al centro del túnel, hasta el plano frontal de entrada (Fig. 3.1).

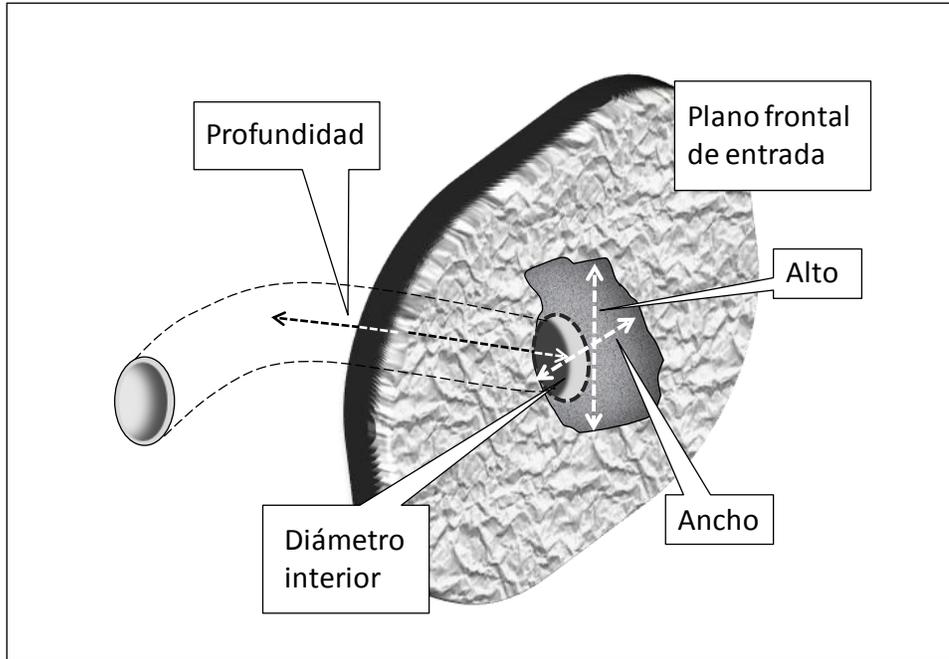


Figura 3.1 Criterio de medidas obtenidas de las madrigueras.

La orientación del túnel de entrada de la madriguera, es otro factor a considerar, buscando encontrar una tendencia o preferencia, donde el norte marcó 0° respecto al resto de la circunferencia. De manera complementaria, se proporcionó el origen de cada madriguera, entre lo que destacan tres tipos principales: Natural, conformado por la interacción del ambiente y elementos o características del paisaje tales como cárcavas, formaciones rocosas, zacate y tierra. Antrópico, referido a la presencia de túneles conformados por lajas y terrones causados por efecto de roturado del suelo con fines agrícolas; así como oquedades asociadas a alcantarillas de concreto. Animal, dicese de madrigueras abandonadas originalmente habilitadas por animales cavadores como ardillón de roca (*Spermophilus variegatus*), tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*) y conejo serrano (*Sylvilagus floridanus*) (Rodríguez–Estrella y Ortega–Rubio 1993).

Análisis

La fluctuación de tecolotes a partir de conteos mensuales realizados entre los meses de octubre y marzo durante cuatro inviernos, en dos predios contiguos de 25.3 ha (Ejido Peñuelas) y 18.9 ha (Ejido Valencianita) en el municipio de Irapuato, Gto., fueron analizadas buscando explicar una posible distribución normal a partir de una muestra, aplicando el modelo Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1984). Dado que la media y la desviación estándar derivan de los datos de campo, la prueba de normalidad involucra una hipótesis condicional más compleja respecto a la posibilidad de obtener el estadístico D , de la misma magnitud o mayor. Por lo que se recurrió a la prueba de Lilliefors (Lilliefors, 1967), la cual deberá ser congruente con un primer resultado de normalidad.

La distancia mínima entre madrigueras y la presencia de tecolotes fueron dos factores que presentaron variación a lo largo de las estancias invernales en los predios antes mencionados. A fin de explicar si la distribución espacial dependiente de la densidad de tecolotes, se efectuó una regresión lineal simple (Zar, 1999). La cual no fue posible adoptar para tecolote llanero en Zapopan, debido al bajo número de individuos y la dificultad intrínseca para manejar el efecto de dispersión entre madrigueras. En el caso de búho cuerno corto, se efectuaron conteos semanales entre enero y marzo. Los valores de densidad y distribución espacial, fueron analizados mediante la función exponencial negativa $y = ax^{-n}$.

El análisis de estadística circular que permite encontrar un patrón respecto a la orientación de las entradas de madrigueras, se basó en la prueba r , la cual es una medida de concentración donde 1.0 implica que todos los ángulos recaen en solo punto. Este valor se verificó aplicando el modelo de Rayleigh de uniformidad circular, en donde una mínima dispersión confiere un alto valor de Z , el cual conlleva a rechazar la hipótesis nula (Zar, 1999; Fisher, 1993). El resto de las interpretaciones tendientes a describir el hábitat como tipos de hábitat y formas de vida, se apoyaron en medidas de tendencia central.

RESULTADOS

Tecolote llanero Irapuato

La presencia de tecolotes en predios experimentales de los ejidos Peñuelas y Valencianita en el municipio de Irapuato, Gto., inició en la segunda quincena de octubre con un bajo número de individuos. Estos fueron incrementándose paulatinamente hasta alcanzar valores máximos de densidad entre noviembre y enero. A partir de entonces comenzó una tendencia decreciente que se mantuvo así, hasta que abandonaron ambos predios y sus alrededores, durante la segunda quincena de marzo. De esta manera, la distribución invernal de tecolotes describió una distribución normal ($D = 0.133$; $P > 2.0$; Lilliefors $P > 2.0$), integrando conteos mensuales durante los cuatro inviernos que se prolongó este estudio (Fig. 3.2).

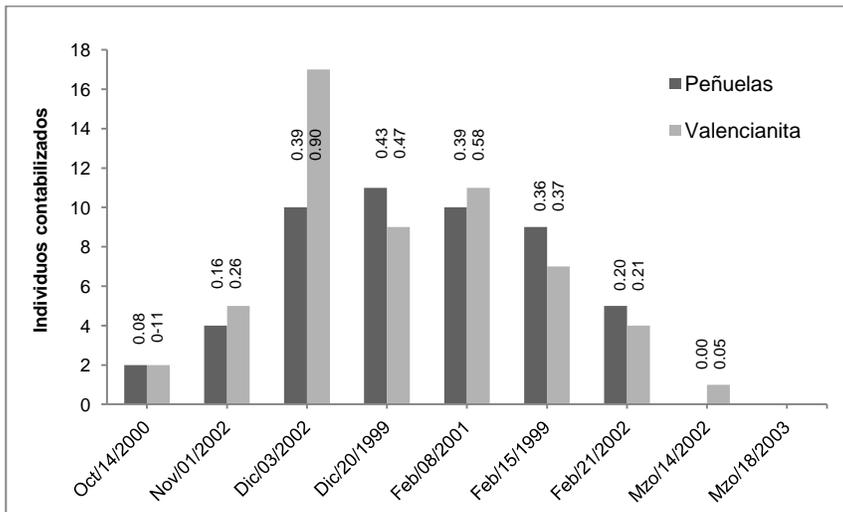


Figura 3.2 Presencia invernal de tecolote llanero basada en conteos mensuales extraídos al azar de predios experimentales de los ejidos Peñuelas y Valencianita. Los respectivos valores de densidad (ind/ha) se indican arriba de cada barra.

Del 14 al 24 de noviembre de 1999, fueron capturados seis tecolotes llaneros en caminos secundarios al interior y aledaños a dichos predios. Su rastreo comenzó casi de manera inmediata hasta que el último individuo abandonó el área de estudio a mediados marzo. A excepción de la frecuencia 702, la cual nunca fue localizada dentro de un radio de 8 km posterior a la colocación del trasmisor, el resto de las frecuencias

generaron 219 lecturas (Fig. 3.3), de las cuales 79 resultaron útiles para delinear su correspondiente polígono convexo mínimo.

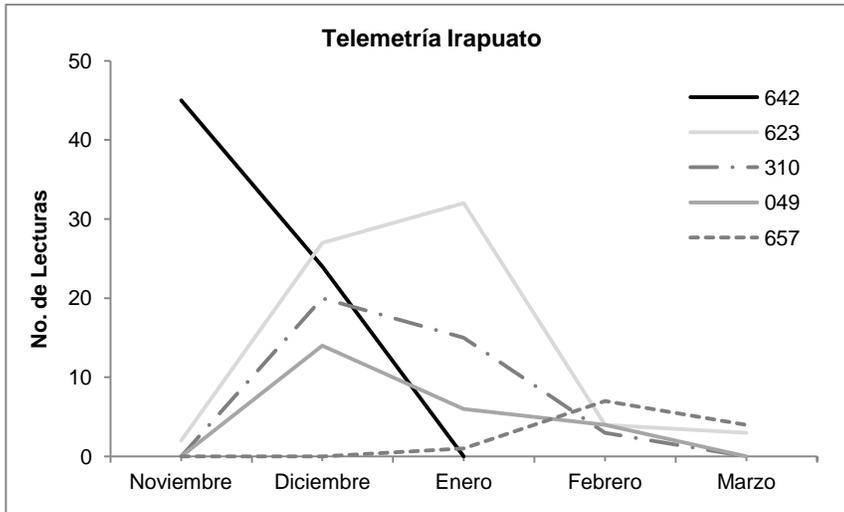


Figura 3.3 Número de lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia durante el invierno 1999-2000.

Derivado de esta información se pudieron identificar hasta cinco tipos de hábitat utilizados por tecolotes, siendo el cultivo de temporal, el que mayor superficie presentó, con 30 registros, mientras que en la vegetación secundaria arbustiva teniendo el tercer lugar en superficie, apenas obtuvo un solo registro (Fig. 3.4; Anexo 10).

Una vez definidos los hábitats, se procedió a su caracterización siendo los pastos el elemento dominante tanto en zonas de vegetación secundaria como en arroyos. Mientras que la hojarasca, resultó primordialmente abundante en áreas de cultivo. Por su parte, el suelo desnudo se presentó de manera recurrente en todos los hábitats descritos así como las herbáceas, aunque en menor proporción (Fig. 3.5). Tanto la altura de la vegetación como su densidad, mantuvieron importantes índices dentro de la vegetación secundaria arbustiva, seguida de arroyos y pastizales, finalizando con terrenos llanos destinados a cultivos (Fig. 3.6).

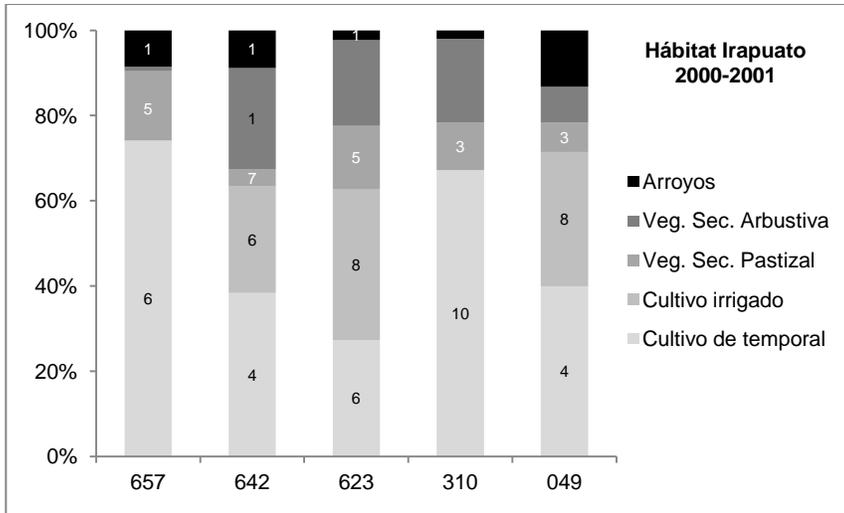


Figura 3.4 Porcentaje de tipos de hábitat presente en cada polígono convexo mínimo delimitado por tecolotes llanero. Los valores dentro de las barras indican el número de registros en cada uno de ellos.

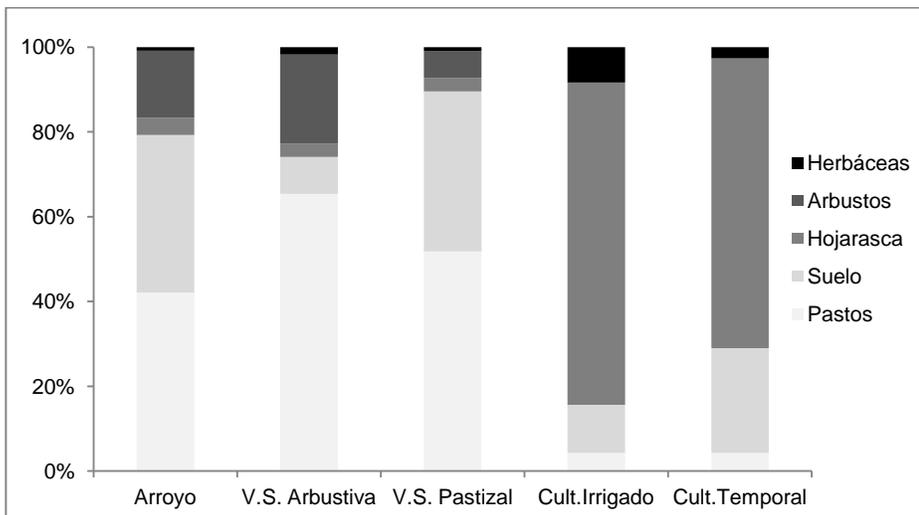


Figura 3.5 Porcentaje de formas de vida presente en cada tipo de hábitat utilizado por tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto.

Las distancias recorridas entre madrigueras y sitios de forrajeo, mantuvieron un patrón altamente variable entre tecolotes. Estas oscilaron entre 32 m y los 1981 m lineales (Fig. 3.7, Anexo 13). En los predios de Peñuelas y Valencianita, la totalidad de madrigueras descritas durante los cuatro inviernos se relacionaron a un origen humano. Todas ellas fueron localizadas en el suelo, con entradas conformadas por rocas y losetas que van de 0.15 m a 1.04 m, alturas de 0.14 a 0.40 m y profundidades desde 0.46 m a

1.31 m; en donde la menor variación correspondió a medidas asociada al diámetro interior (Tabla 3.1).

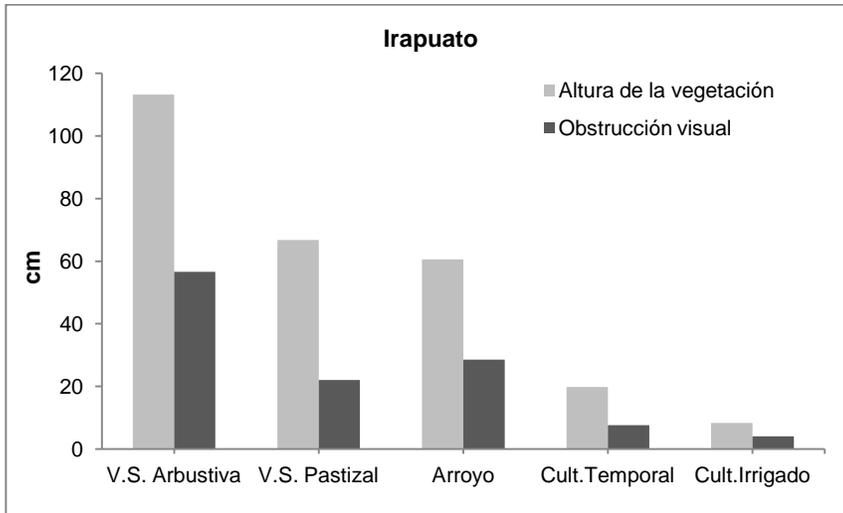


Figura 3.6 Valores de asociados a la obstrucción visual (densidad) y altura promedio de la vegetación por tipos de hábitat.

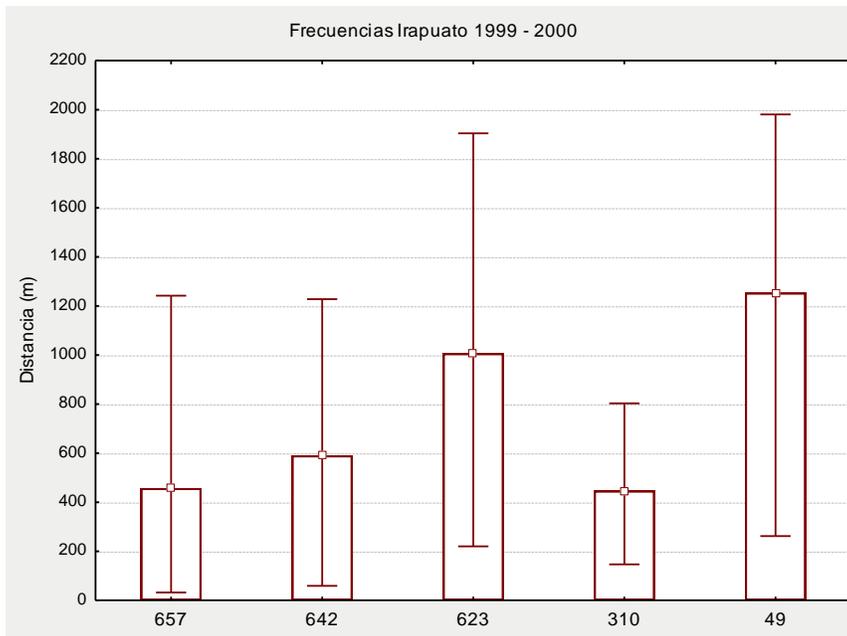


Figura 3.7 Distancia de la madriguera activa al sitio de forrajeo para cinco frecuencias. Los cuadrados representan la media, incluyendo rangos mínimos y máximos.

Tabla 3.1 Medidas de tendencia central lineales (cm) y circulares de madrigueras presentes en predios de los ejidos Peñuelas y Valencianita, en el municipio de Irapuato, Gto.

MADRIGUERA	Ancho	Altura	Diám. Interior	Profundidad	μ Circular	Concentración
Mediana	41.49	24.03	14.75	81.41	75.4° (192.5°)	$r = 0.136$
SD	19.28	6.73	2.33	26.15	114.3°	
N	35	35	24	27	37	

Basado en los conteos mensuales de individuos en los predios de Peñuelas y Valencianita, así como la distancia entre vecinos, se obtuvo un modelo de regresión lineal estrechamente correlacionado ($R^2 = 0.90$), tal como se observa gráficamente (Fig. 3.8).

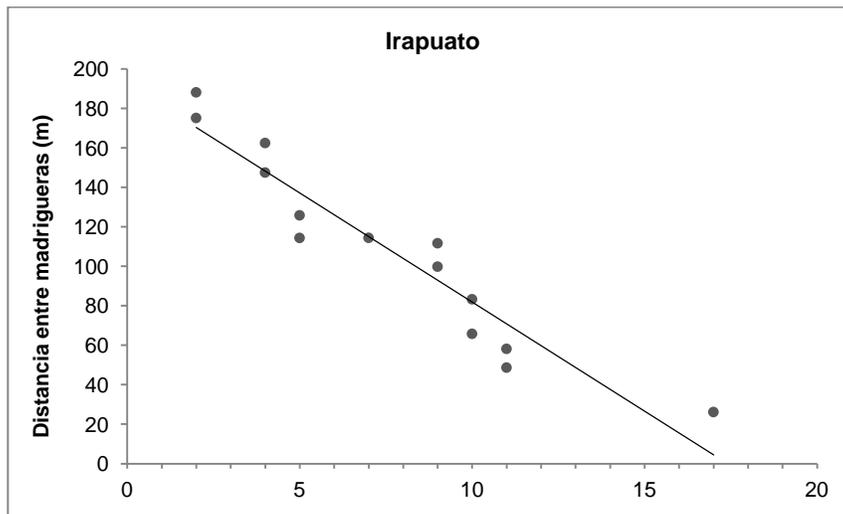


Figura 3.8 Relación del número de individuos presentes en dos predios estudiados, en función de las distancias de sus respectivas madrigueras.

Habiéndose determinado la orientación de las madrigueras, no se encontró ningún patrón definido según lo demuestra el valor de concentración 0.136, resultando congruente con la prueba de uniformidad de Rayleigh ($Z = 0.690$), cuyo resultado sostiene la hipótesis nula, la cual establece que la población se encuentra uniformemente distribuida alrededor del círculo ($z_{0.05, 25} = 2.976$; $P > 0.5$).

De un total de 340 hectáreas asociadas a PCM descritos por 5 frecuencias, se constató una extrapolación del 28.08% de dicha superficie compartida por dos tecolotes llaneros (Tabla 3.2).

Tabla 3.2 Matriz de extrapolación entre polígonos convexos mínimos en términos de hectáreas para frecuencias del municipio de Irapuato, Gto.

	049	310	623	642	657
049	0	0	82.5006	12.8843	0
310		0	0	0	0
623			0	0	0
642				0	0
657					0

Tecolote llanero Zapopan

La captura de tecolote llanero dentro del polígono de la Base Aérea Militar No. 5, en el municipio de Zapopan Jal., se realizó a lo largo de caminos de terracería, brechas, y zonas de cárcavas dentro de las instalaciones federales, durante dos inviernos. Del 26 de noviembre al 07 diciembre de 2001; y del 08 de diciembre de 2002 al 17 de enero de 2003. En el primer invierno se capturaron siete tecolotes llaneros (Fig. 3.9); en tanto que para el segundo invierno se capturaron cinco tecolotes (Fig. 3.10).

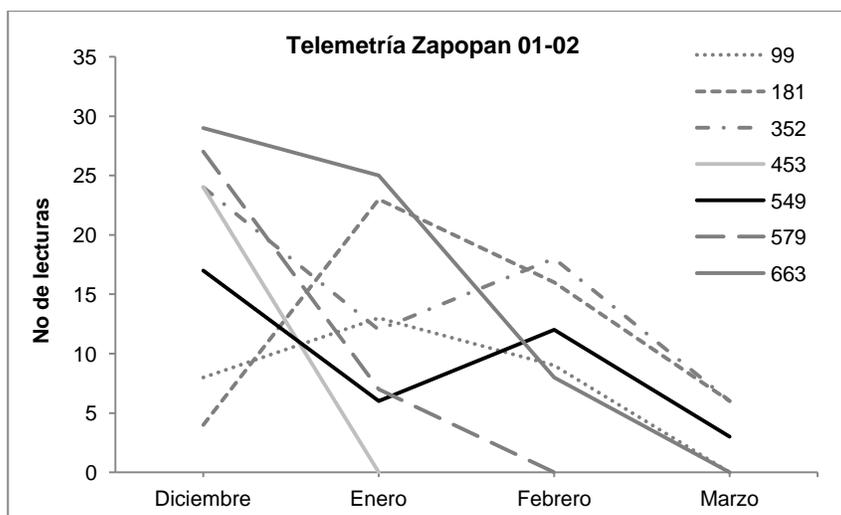


Figura 3.9 Número de lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia durante el invierno 2001-2002.

La toma de lecturas se mantuvo de forma continua hasta mediados marzo, cuando los últimos individuos abandonaban el área de estudio. Algunas frecuencias como 238, 453 y 579, dejaron de emitir señales antes del mes de marzo, el resto de las

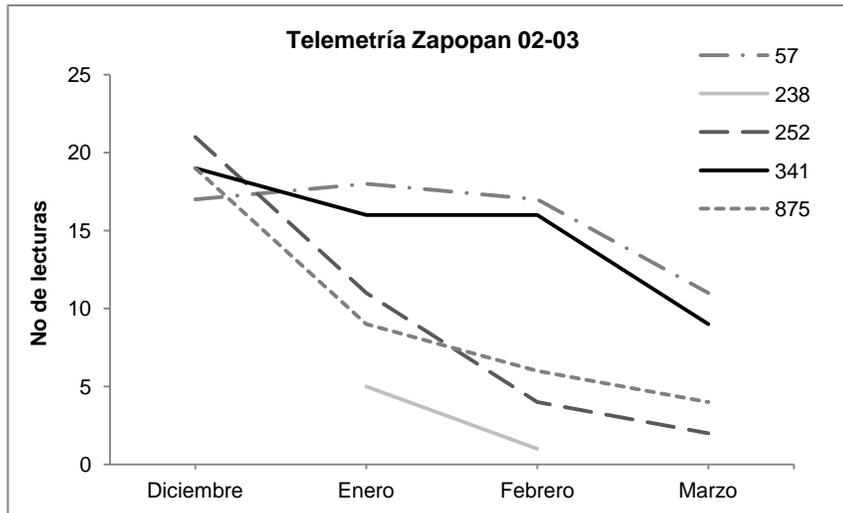


Figura 3.10 Número de lecturas mensuales obtenidas para cada frecuencia de tecolote llanero, durante el invierno 2002-2003.

frecuencias generaron 165 lecturas útiles en el primer invierno y 205 lecturas en segundo, a partir de las cuales se determinó el polígono convexo mínimo de cada frecuencia (Anexos 11 y 12).

De cada polígono se identificaron seis tipos de hábitat utilizados por tecolotes incluyendo el urbano en 2001-2002, el cual no figuró en 2002-2003. El hábitat de vegetación secundaria dominada por pastizal abarcó la mayor superficie con 146 registros, seguido de instalaciones militares y/o zonas de cultivo, dependiendo del invierno. Mientras que la zona de cárcavas con la menor superficie, albergó la mayoría de madriguera (Figs. 3.11 y 3.12).

Habiendo caracterizado los hábitats, en ambos inviernos se encontró que los pastos fueron la forma de vida dominante en cárcavas, instalaciones militares y vegetación secundaria de pastizal. El suelo desnudo se presentó de manera recurrente en

zonas urbanas instalaciones militares y en cultivos de temporal. En tanto que la materia orgánica (hojarasca), herbáceas y arbustos, estuvieron presentes en la mayoría de los hábitat aunque en menor proporción (Fig. 3.13).

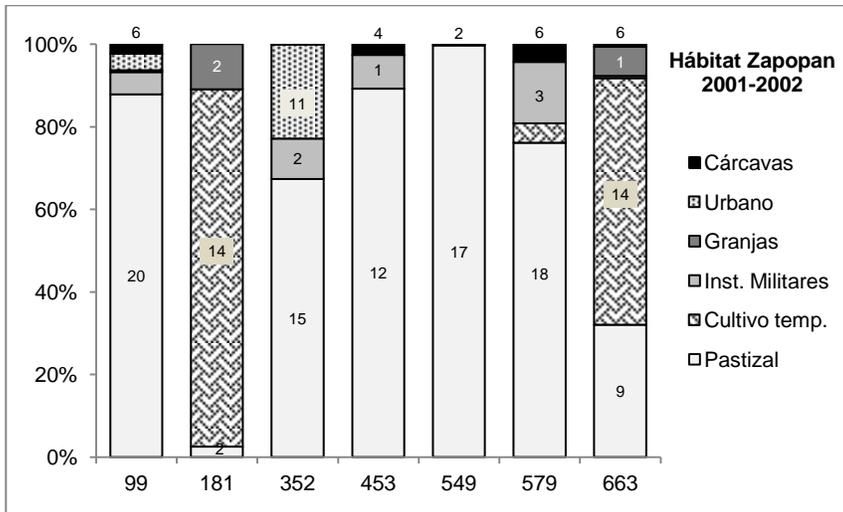


Figura 3.11 Porcentaje de tipos de hábitat presente en cada polígono convexo mínimo delimitado por tecolotes llanero incluyendo el urbano. Los valores dentro de las barras indican el número de registros en cada uno de ellos.

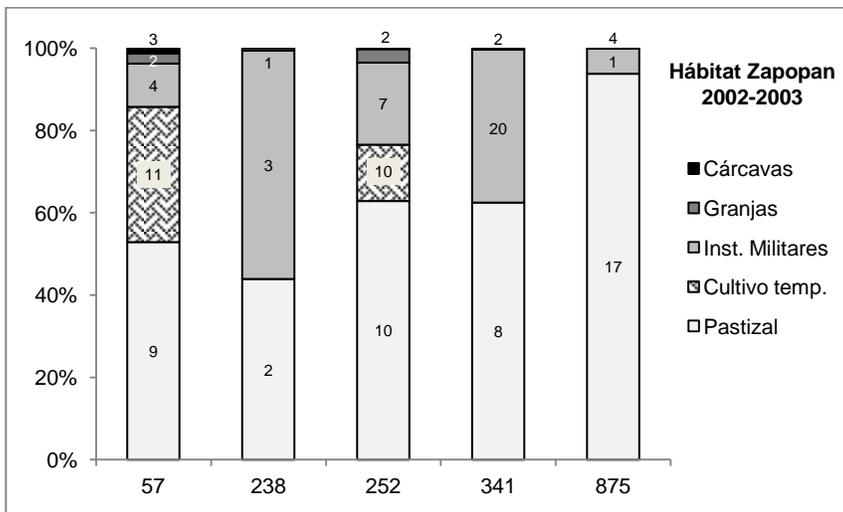


Figura 3.12 Porcentaje de tipos de hábitat presente en cada polígono convexo mínimo delimitado por tecolotes llanero. Los valores dentro de las barras indican el número de registros en cada uno de ellos.

La densidad de vegetación y su altura promedio presentaron una relación proporcional en todos los tipos de hábitat. Resultando mayor altura y obstrucción visual en hábitat de pastizal y cárcavas, respecto al urbano, cultivos barbechados, e instalaciones militares (Fig. 3.14).

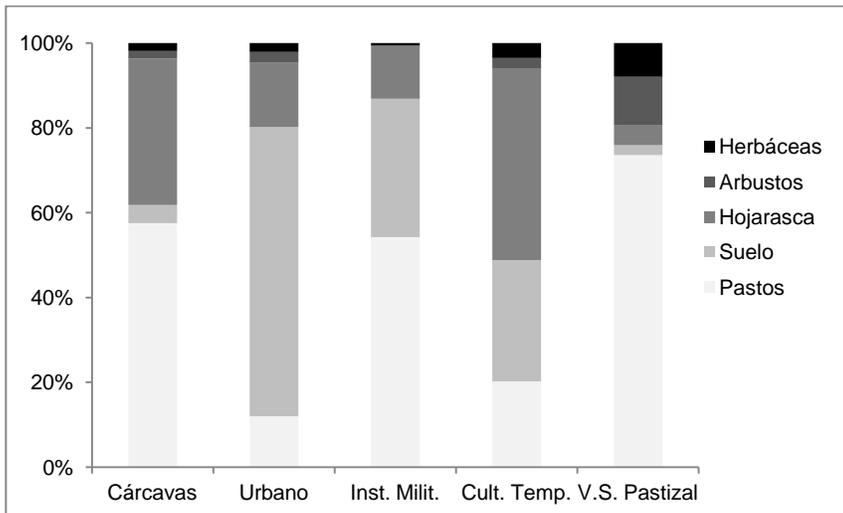


Figura 3.13 Porcentaje de formas de vida presentes por tipos de hábitat, siendo la zona de cárcavas donde se presentó la mayoría de madrigueras activas, mientras que el resto corresponden a sitios de forrajeo.

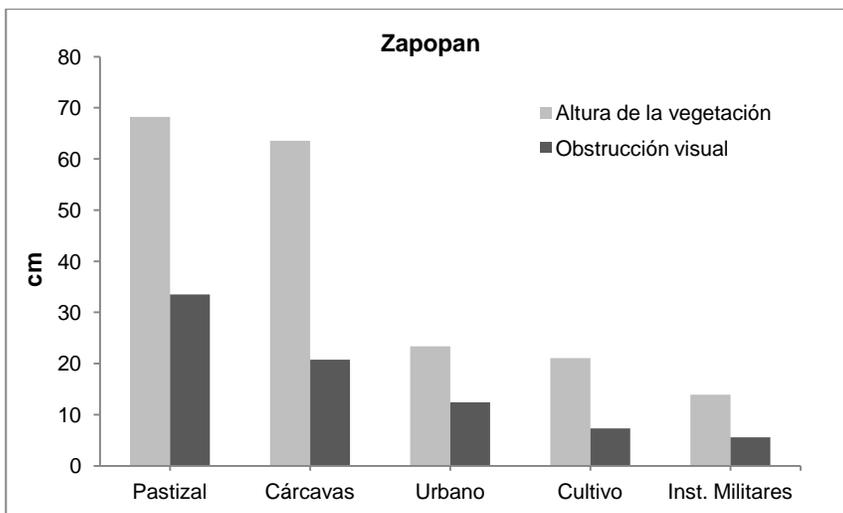


Figura 3.14 Altura promedio de la vegetación y obstrucción visual por tipos de hábitat.

Por otro lado, durante los dos inviernos, se contabilizaron 25 madrigueras activas de origen animal, una de origen antrópico, y otra más natural; la mayoría de las

cuales se localizaron en zonas de cárcavas, con un rango de distancias al vecino más cercano que osciló entre 32 y 3,426 m (Tabla 3.3).

Las distancias entre madrigueras activas y sitios de forrajeo para cada frecuencia, presentaron una notable variabilidad [$\bar{x} \pm SD, N$] tanto en el invierno 2001-

Tabla 3.3 Información asociada a madrigueras de Strigiformes durante dos inviernos en el municipio de Zapopan, Jal. Datos de distancia en metros.

Invierno	Frec.	Hábitat	Madrigueras activas	Origen	Dist. entre madrigueras	Dist. vecino al próximo
01-02	099	Obra civil	1	Ardillón	ND	3426
01-02	181	Pastizal	2	Conejo, Túnel zacate	32	897
01-02	352	Cárcava	2	Ardillón	139	1021
01-02	453	Cárcava	2	Ardillón	109	131
01-02	549	Cárcava	2	Ardillón	40	1021
01-02	579	Cárcava	2	Ardillón	116	66
01-02	663	Cárcava	2	Tlacuache Ardillón	196	32
02-03	057	Cárcava	3	Ardillón	29-96	56
02-03	238	Inst. Milit.	1	Alcantarilla	0	217
02-03	252	Cárc., IM	3, 1	Ardillón (2) Tlacuache (1) Conejo (1)	11-1596	56
02-03	341	Cárcava	1	Ardillón	0	203
02-03	875	Cárcava	5	Ardillón (4) Conejo (1)	12-273	725
02-03	12*	Pastizal Inst. Milit.	6	Natural (suelo)	117-1222	7
02-03	582*	Pastizal Inst. Milit.	2	Natural (suelo)	3133	11
02-03	660**	Granjas	3	Árbol limón, eucalipto y finca vacía.	68-3170	ND

2002: $556.8 \pm 492.3, 133$ (Fig. 3.14); como en 2002 – 2003: $678.5 \pm 422, 102$ (Fig. 3.15). A excepción de la frecuencia 099 (Anexo 14).

Durante el invierno 2001 – 2002, de las 484 hectáreas utilizadas por siete frecuencias rastreadas, seis presentaron algún grado de extrapolación equivalente al 20.6 % o 92.5 ha (Tabla 3.4).

Tabla 3.4 Matriz de extrapolación entre polígonos convexos mínimos en términos de hectáreas para frecuencias del municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2001 – 2002.

	99	181	352	453	549	579	663
099	0	0	0	0	21.6495	0	0
181		0	0	0	0	0	28.1192
352			0	0	0	0	0
453				0	0	6.2436	7.8999
549					0	0	0
579						0	28.6381
663							0

Mientras que para el invierno 2002 – 2003, de cinco tecolotes llaneros hicieron uso de 429 ha, el valor de extrapolación alcanzó el 28.7%. En ese mismo período, al adicionar los polígonos definidos por búho cuerno corto y lechuza de campanario, el grado de extrapolación entre Strigiformes se elevó a 1,147 ha (Tabla 3.5).

Tabla 3.5 Extrapolación entre polígonos convexos mínimos en términos de hectáreas para frecuencias de tecolote llanero, búho cuerno corto * y lechuza de campanario ** en el municipio de Zapopan, Jal., durante 2002 – 2003.

	57	238	252	341	875	12*	582*	660**
057	0	7.631	29.3092	13.6219	0	26.4818	59.9578	126.8663
238		0	15.7483	12.6639	0	0.5708	127.9502	15.7483
252			0	44.0186	0	0.4795	145.6918	110.018
341				0	0	0	46.3951	46.3951
875					0	0	0	0
12*						0	57.8461	88.5261
582*							0	171.6089
660**								0

Las medidas de las madrigueras para Zapopan, resultaron por lo general en una forma ovalada, con medidas ligeramente más anchas y de mayor variabilidad respecto de su altura, no obstante la variación se reduce significativamente al referir su diámetro interior (Tabla 3.6).

Una vez analizada la orientación de sus entradas obtenidas considerando el conjunto de datos para los dos inviernos, no se encontró ningún patrón consistente basado en sus valores de concentración. Por consiguiente, la prueba de estadística circular de Rayleigh, sostuvo la hipótesis nula ($Z = 0.783$; $z_{0.05, 25} = 2.966$; $P > 0.5$).

Tabla 3.6 Medidas de tendencia central lineales (cm) y circulares de madrigueras presentes en municipio de Zapopan, Jal., durante dos inviernos.

MADRIGUERA	Ancho	Altura	Diám. interior	Profundidad	μ Circular	Concentración
Media (<i>Mediana</i>)	21.20	18.91	14.04	40.55	97.4° (145°)	<i>r</i> = 0.177
SD	6.98	3.57	1.68	15.97	106.6°	
N	25	23	24	22	25	

La distancia recorrida entre la madriguera y los distintos sitios de forrajeo de tecolote llanero en el invierno 2001 – 2002 [$\bar{x} \pm SE$, N] fue de 962.7 m \pm 94.27, 160. Extrayendo el desplazamiento atípico de la frecuencia 099, la distancia promedio y la variabilidad se reduce a 556.8 m \pm 42.69, 133 (Fig. 3.15; Anexo 14). Para el invierno 2002 – 2003, la distancia promedió 658.7 m \pm 41.79, 102 (Fig. 3.16; Anexo14).

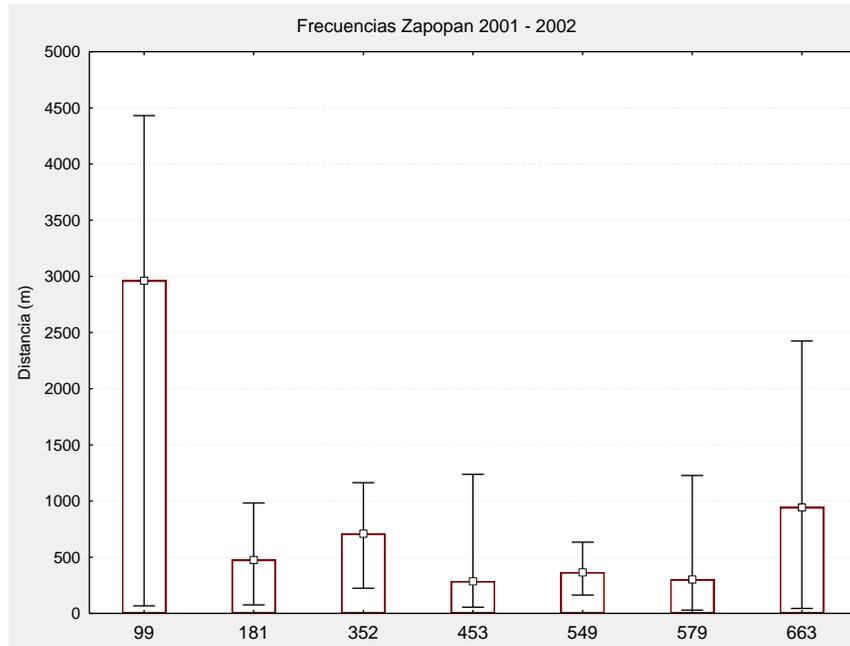


Figura 3.15 Distancia entre madriguera activa al sitio de forrajeo para siete frecuencias, en escala de 5000 m. Los cuadrados representan la media, incluyendo rangos mínimos y máximos.

Búho cuerno corto Zapopan

Para esta especie se colocaron dos radiotransmisores, de los cuales se recabaron 27 señales exitosas entre el 12 de diciembre de 2002 y el 11 de marzo de 2003. La extensión de los PCM de la frec. 012 arrojó 93 ha, con 18 registros dentro del pastizal

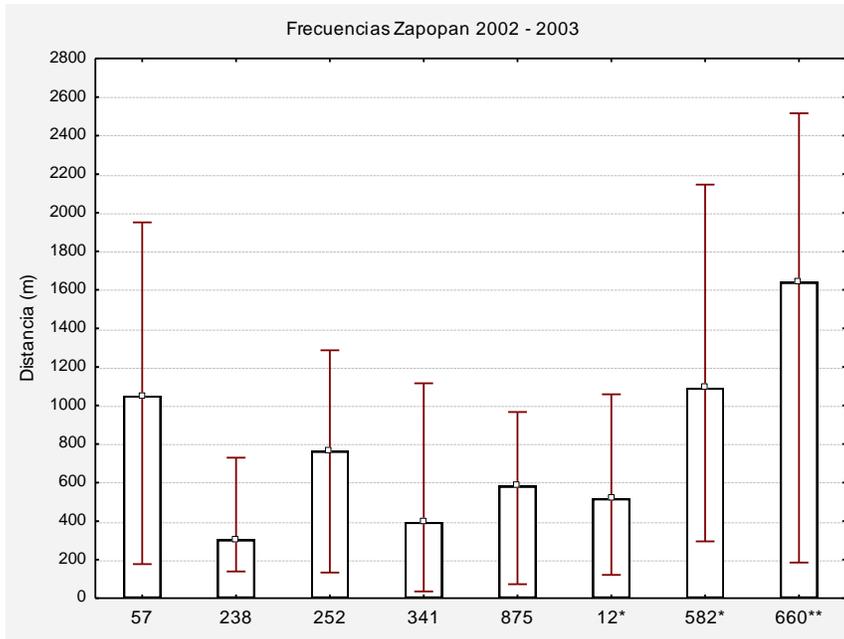


Figura 3.16 Distancia de la madriguera activa al sitio de forrajeo para ocho frecuencias, en escala de 2800 m. Los cuadrados representan la media, incluyendo rangos mínimos y máximos.

mixto, mientras que la frec. 582 utilizó 278 ha en las cuales se incluyen tres registros dentro de instalaciones militares y seis en el pastizal (Fig. 3.17).

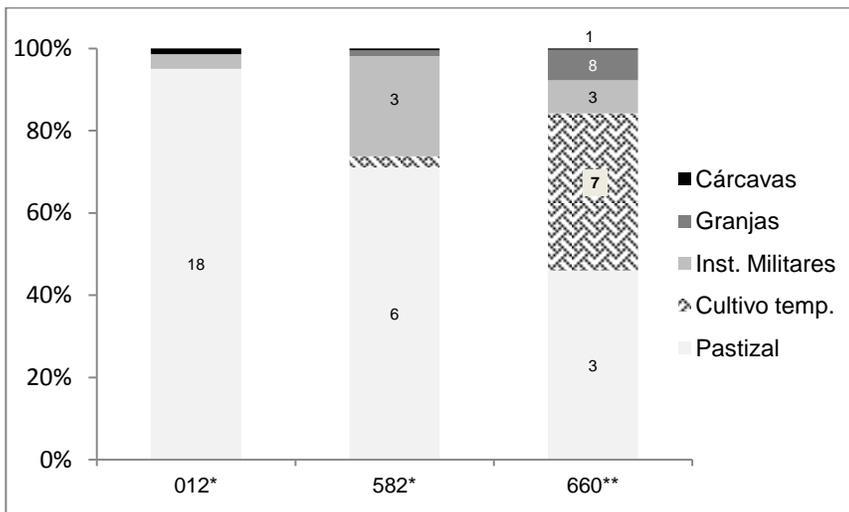


Figura 3.17 Porcentaje de tipos de hábitat por polígono convexo mínimo de búho cuerno corto* y lechuza de campanario**. Los valores dentro de las barras indican el número de registros en cada uno de ellos.

Los conteos semanales de búho cuerno corto realizados al interior de la base aérea, se llevaron a cabo entre el 18 de enero y el 8 de marzo de 2003. A estas aves se les encontró conformando madrigueras comunales en grupos compactos variables de entre cuatro y 17 individuos, cuyas densidades presentaron un decremento gradual conforme transcurría el invierno (Tabla 3.7). El último avistamiento de dos búhos correspondió al 12 de marzo de 2003.

Tabla 3.7 Información procedente de los conteos de búho cuerno corto al interior de las base aérea.

Fecha	No. de Individuos	PCM (ha)	Ind/ha	DMVP (m)
18/01/2003	8	0.1281	62.45	13.4
25/01/2003	16	0.3613	44.28	9.2
02/02/2003	7	1.1252	6.22	38.4
16/02/2003	4	0.7039	5.68	87.6
01/03/2003	6	5.3320	1.13	85.0
08/03/2003	4	3.1900	1.25	98.2

Por otro lado, el modelo de dispersión que considera la distancia media entre el vecino próximo, en función de la densidad de búhos, fue preferentemente explicado a través de la función exponencial negativa: $y = 117.89 x^{-0.562}$ (Fig. 3.18).

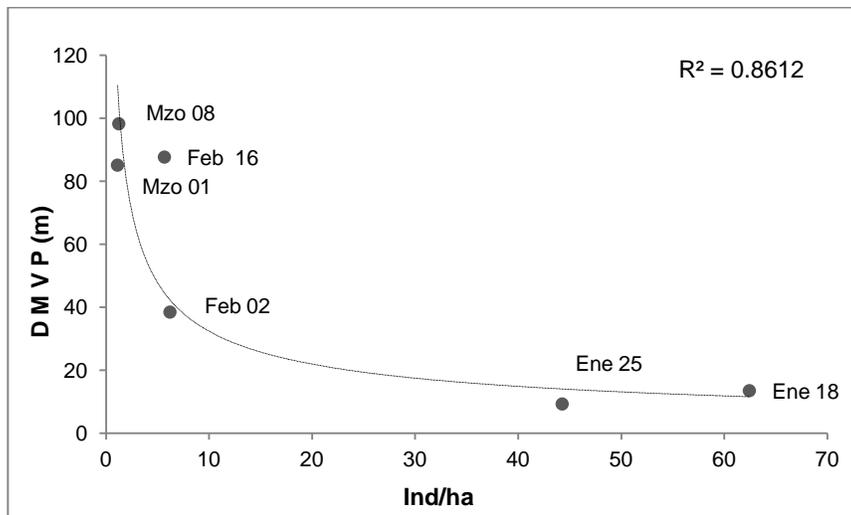


Figura 3.18 Distancia media entre el vecino próximo (DMVP), en función de la densidad (Ind/ha) de búho cuerno corto, representada a través de una línea de tendencia exponencial. Se incluyen fechas de los conteos y el coeficiente de determinación del modelo.

Lechuza de campanario Zapopan

De dos radiotransmisores colocados a mediados de enero de 2003, apenas uno proporcionó la mayoría de información recabada con 22 lecturas útiles, limitadas al 15 de marzo, las cuales definieron un PCM de 466 ha. Cuya extensión de uso afectó en extrapolación a seis frecuencias (Tabla 3.5). Con mayor presencia de vegetación secundaria de pastizal, seguido de cultivos de temporal (Tabla 3.3). Durante el período de rastreo la frec. 660 dispuso de tres madrigueras asociadas a un árbol de limón al centro de huerto poco frecuentado, un eucalipto dentro de una finca de 1 ha además de una finca abandonada. Con una distancia máxima recorrida de 3.17 km. De la otra lechuza no se obtuvo información consistente.



DISCUSIÓN

En términos generales, el ciclo circadiano invernal de los tecolotes en el centro de México, se concretó a dos períodos separados por horarios crepusculares. Uno diurno o pasivo, en el cual permanecían ocultos, y una activo o nocturno destinado al forrajeo en campos aledaños. Hecho que contrasta con entregas continuas de presas por parte de los padres durante períodos de anidamiento (Rodríguez-Estrella y Ortega-Rubio, 1993; Poulin y Todd, 2006). Al caer tarde, las frecuencias ganaban en intensidad al momento que los tecolotes dejaban su madriguera. En ese lapso [$\bar{x} \pm SD$, N] 14.8 min \pm 12.6 min, 22; permanecían muy activos, dada la variación en la intensidad de la señal, aunado a movimientos relativamente cortos 55m \pm 18m, 42; en torno a las madriguera. Frecuentemente se les observó realizar estrategias de forrajeo (Coulombe, 1971), sobre presas abundantes y aparentemente fáciles de obtener, como insectos.

Los sitios de forrajeo mantuvieron cierta exclusividad de uso definida para cada frecuencia, aunque en algunos casos se registraron desplazamientos repentinos, pudiendo relacionarse con la proximidad de depredadores. Las primeras luces del amanecer determinaban el regreso a la madriguera, el cual no se daba en un solo trayecto. Este proceso se efectuaba en segmentos de distancias variables, acortándose conforme se acercaban a ella. A diferencia del atardecer, nunca se documentó actividad de forrajeo evidente previo ingreso a la madriguera.

Limitantes del estudio

La decisión de interpretar el ámbito hogareño de los tecolotes mediante el PCM respondió a una serie de circunstancias prácticas durante el desarrollo del trabajo. Por ejemplo, no siempre se contó con una segunda persona que triangulara de manera simultánea. Un número significativo de lecturas se obtuvieron con rango de variabilidad amplio, sin lograr especificar con precisión la posición de la fuente emisora; con la zona metropolitana al fondo y su inevitable ineludible interferencia. Bajo estas circunstancias, y buscando reducir lecturas dudosas o redundantes, se eligió el PCM con

un método sencillo y ampliamente utilizado en términos comparativos (Moorcroft *et al.*, 1999; Getz y Wilmers, 2004; Börger *et al.*, 2006). Especialmente tratándose de zonas in barreras geográficas aparentes (Carey *et al.*, 1989). Sin embargo, el PCM provee una aproximación de la actividad de las especies, por lo que deberá considerarse con su debida reserva dadas las limitantes asociadas a este estimador (Boulanger y White, 1990).

Uso del hábitat y estructura de la vegetación

Las preferencias del hábitat de forrajeo en Irapuato, otorgaron la mayor superficie y frecuencia de uso al cultivo de temporal con 30 registros para todas las frecuencias, mientras que tres frecuencias hicieron uso de cultivos irrigados. El Pastizal, de menor extensión sumó 23 registros para todas las frecuencias. Los arroyos o escorrentías de temporal con presencia de cárcavas, estuvieron presentes en todos los PCM, al igual que la vegetación secundaria arbustiva, aunque esta última con apenas un solo registro. Esta situación se halla altamente vinculada a la altura y densidad de la vegetación presente en cada uno de los hábitats. Al parecer los tecolotes manifiestan una marcada preferencia por lugares abiertos que les otorguen visibilidad para detectar depredadores (Green y Anthony, 1989). Pues aun cuando la altura de los pastos supera su talla (*e.g.* cárcavas y pastizales), la densidad les permite además de ocultarse, distinguir cualquier situación de peligro. Cosa que no sucede en la vegetación secundaria arbustiva, donde la presencia de tecolotes resultó mínima, tal como se observó con arbustos de *Artemisa tridentata* en Idaho (Rich, 1986).

Zapopan por su parte, integró áreas de uso urbano, granjas e instalaciones militares; siendo el pastizal, el hábitat más extenso y mayormente utilizado por los tecolotes en ambos inviernos. Similar al 84% reportado por Poulin y colaboradores (2005), en Saskatchewan. El resto, mostró importantes variaciones entre frecuencias e inviernos (Figs. 3.10 y 3.11). Las cárcavas, pese a su modesta superficie, aportaron una frecuencia de uso importante, no solo por la ubicación de madrigueras, sin por el período de forrajeo activo asociado a ellas (Scobie *et al.*, 2013), al caer la noche. El cultivo de temporal resultó más trascendental en el primer invierno, al igual que lo fue

el hábitat urbano, explotado únicamente por la Frec. 352. Durante el segundo invierno, este tecolote solía cruzar Av. Aviación para permanecer en terrenos baldíos desprovistos de vegetación por quemas, además de un predio de 2 ha propiedad ayuntamiento de Zapopan, destinado a composta de parques y jardines. El uso de instalaciones militares correspondió a la presencia de pastos segados a baja altura, plataformas de rodaje pavimentadas y edificaciones en un solo nivel. Parte de estas instalaciones contaban con luminarias que permanecían encendidas toda la noche, atrayendo insectos y por consiguiente tecolotes. Las granjas conjuntaron terrenos vecinos de uso mixto con presencia de gallineros, cuyo atractivo para algunos tecolotes además de las unidades de producción iluminadas, se suman pilas gallinaza a cielo abierto, como fuente importante de invertebrados.

La altura de la vegetación y su densidad resultó muy parecida en pastizales, arroyos y cárcavas tanto de Irapuato como de Zapopan. Los cultivos se encontraron como terrenos abiertos de diciembre a marzo, toda vez que eran cosechados y barbechados como caña de azúcar, maíz y sorgo. El cultivo irrigado representado por alfalfa en pleno desarrollo (herbáceas) se encontró dominado por hojarasca; sin embargo, otras parcelas no evaluadas presentaban mayor proporción de surcos verdes y posiblemente distintos recursos para otros tecolotes. Donde las unidades de paisaje actúan como membranas semipermeables controlando flujos bióticos y abióticos afectando la composición de especies y su diversidad (Metzger y Muller, 1996).

Aun cuando este trabajo no se centra en cuantificar el grado de heterogeneidad del paisaje, se optó por proporcionar un valor empírico del número de parcelas y su proporción. Considerando su importancia para la vida silvestre, al presentar una mayor concentración de recursos, especialmente tratándose de especies de tallas pequeñas (Forman y Gordon, 1986; Hilty *et al.*, 2006). Las frecuencias 049 y 623 de Irapuato; 663, 057 o 252 de Zapopan (115.4 – 194.5 ha), superaron con amplio margen la superficie utilizada, respecto del resto de tecolotes (Anexos 10, 11 y 12). Son justamente los PCM más amplios, los que ofrecen algún porcentaje de extrapolación, tanto en Irapuato (Tabla 3.2), como en Zapopan (Tablas 3.4 y 3.5). Frecuencias como 181, 238 y 341, resultaron dentro de otras de mayor superficie. Situación derivada de

estancias breves o simplemente por un hábito hogareño compacto, el cual resulta igualmente variable al reportado por Haug y Oliphant (1990), en campos de anidamiento de Saskatchewan (14 – 481 ha). El resto de los polígonos mantuvieron una zona de uso altamente delimitada, por no llamarle exclusiva.

Cabe señalar que los PCM reportados muestran su extensión en todo el período invernal, velando usos del hábitat restringidos a períodos de tiempo más cortos. Tal es el caso de las quemas controladas (caña de azúcar) o intencionales (pastizales) cuyos ecotonos resultaron atractivos como áreas de forrajeo para Strigiformes en general.

Contrario a los beneficios que pudieran ejercer superficies extensamente explotadas por tecolote llanero, se halla la distancia que estos recorren cada noche para ubicarse en sus zonas de forrajeo (Figs. 3.14 y 3.15). De tal manera que la localización de algunas madrigueras, se encontraron prácticamente al borde de cultivos, reduciendo inminentemente el riesgo de exposición a depredadores (Hakkarainen *et al.*, 2001; Macleod *et al.*, 2008).

Sobrevivencia invernal

Un hecho significativo, fue la fidelidad mostrada por los tecolotes para permanecer en el lugar, pese al efecto de captura, cualquiera que haya sido. Ya que de un total de 18 radio transmisores colocados durante tres inviernos, 12 permanecieron hasta la fecha en que otros tecolotes no marcados abandonaron el lugar. En Irapuato, por ejemplo, una vez liberada la frec. 702, nunca se recibió señal alguna. Mientras que para la frec. 642 sucedió lo mismo al poco tiempo de estar recabando datos. Un mes después de no recibir señal del tecolote, este fue visto volar de una de las madrigueras del predio Peñuelas, notándose que el transmisor no portaba antena.

Un caso particular fue 099, capturado dentro de la base aérea de Zapopan, y cuya madriguera activa se localizó tiempo después al centro de un campo de golf en construcción. Cada noche el tecolote acudía a alimentarse, teniendo que desplazarse 3.8 km (Anexo 14) a través de un paisaje inminentemente urbano. En febrero de 2002, el tecolote fue sepultado en su propia madriguera al momento que maquinaria pesada

compactó el terreno. Casos comprobados de depredación correspondieron a las frecuencias 663 y 453. El primero se encontró el 17 de febrero de 2001, a 30 m de su madriguera, parcialmente consumido. Ese mismo día bajo una casuarina solitaria donde habitualmente se colectaban regurgitados de *Tyto alba*, fue recuperado el anillo del tecolote 453, del cual no se tenían datos desde el 21 de diciembre de 2001, en un evidente hecho de depredación. Otra frecuencia no localizada para Zapopan (2002-2003) se trató de 238; esta simplemente dejó de emitir señal si dejar ningún rastro, pese al esfuerzo destinado a su búsqueda. Asumiendo 4 pérdidas por depredación (22%), este cálculo resultó menor al reportado en Florida, en donde tres de siete de tecolotes juveniles, fueron muertos por depredadores (Mrykalo *et al.*, 2007); o 27% de un total de 15 tecolotes en el Valle de San Joaquín, Cal. (Rosier *et al.*, 2006). Nutridos argumentos atribuyen serias desventajas a individuos portando radiotransmisores. Desde reducción de habilidades de maniobrabilidad o distancias recorridas asociadas al peso y volumen de los radios, hasta incremento en la detección por depredadores (Obrecht *et al.*, 1988; Sharpe *et al.*, 2009).

Madrigueras invernales

Partiendo del hecho que la madriguera juega un papel crítico en la ecología invernal, del tecolote, por tratarse de un baluarte cuyas características y localización estratégica aseguran su sobrevivencia (Haugh *et al.*, 1993; Poulin *et al.*, 2005). Las madrigueras de Irapuato, surgieron de manera espontánea por efecto de roturación del suelo, en la creación de surcos agrícolas. Estas permitieron el conteo mensual de individuos, cuyas estancias invernales describió una curva de población normal (Potti, 1998; Zehnder *et al.*, 2002; Wunder y Norris, 2008).

La Base Aérea de Zapopan ofreció un banco de materiales explotado en los años 70 y posteriores, para la construcción de edificaciones. Se trata de una oquedad irregular de aproximadamente 1.7 ha, flanqueada por paredones de unos 2.5 m. Es aquí donde se localizó la mayoría de madrigueras activas. Fueron justamente las condiciones de un hábitat propicio, lo que favoreció su presencia con densidades importantes. Hecho que despertó el interés y posterior seguimiento de las poblaciones estudiadas. La

característica más sobresaliente en ambos municipios, correspondió al tamaño del túnel de entrada, relativamente estrecho y de poca variabilidad. La profundidad resultó evidentemente corta respecto a una media de 86.9 cm reportados durante el período reproductivo en Colorado (Plumpton y Lutz, 1993). El diámetro de entrada de madrigueras naturales descritas por Williford (2007), en Texas (15 – 25 cm), integraron las medidas de ancho y alto reportadas para Zapopan. Ambos trabajos incluyendo el de Rich (1986) en Idaho, coincidieron en subestimar cualquier tendencia respecto al ángulo de entrada de las madrigueras, tal como lo exponen los resultados de las Tablas 3.1 y 3.6.

Un punto a destacar, es el espaciamiento entre madrigueras en los predios Peñuelas y Valencianita. Al parecer los tecolotes buscan mantener cierta distancia entre vecinos conforme se van poblando las madrigueras, con rangos mínimos de 25 a 35 metros (Fig. 3.7); contrastando con distancias promedio de 214 m durante períodos reproductivos en Saskatchewan (Haugh y Oliphant, 1990); y Dakota del Sur con 296 m y 266 m (Griebel y Savidge, 2007). Situación que aplica para un hábitat homogéneo con disponibilidad de madrigueras equitativamente espaciadas (surcos). Para Zapopan, las distancias entre vecinos no parecen seguir un patrón específico, especialmente en la zona de cárcavas. Donde un número de madrigueras disponibles, se hallan dispuestas aleatoriamente y limitadas por la presencia de animales precursores como tlacuaches, ardillones y conejos.

En el ecotono de un pastizal denso, se localizó una madriguera habilitada a manera de túnel, la cual fue utilizada por la frec. 181, durante el último mes de su estancia invernal. De acuerdo con la literatura revisada, un solo caso similar se presentó en la provincia de Saskatchewan durante el período post reproductivo (Todd, 2001).

En tanto que la frec. 238, optó por elegir una alcantarilla sobre la banquetta del depósito de combustibles. 32% de las madrigueras utilizadas por tecolotes invernales en el sureste de Texas, prefirieron madrigueras de concreto (Williford *et al.*, 2007). Estas opciones, podrían denotar cierta restricción del número de madrigueras disponibles. En Zapopan, nueve tecolotes mudaron de madriguera hasta en cinco ocasiones siendo difícil de evaluar si el hecho fue motivado por visitas programadas para coleccionar regurgitados o debido a necesidades del hábitat (Tabla 3.3). En ningún caso para

Irapuato o Zapopan, se documentó el uso de madrigueras satelitales, las cuales son utilizadas indistintamente, tal como se destaca en la nutrida literatura sobre la ecología reproductiva de la especie (Millsap *et al.*, 1997). Las madrigueras invernales a diferencia, son mantenidas hasta que se presenta el reemplazo.

Algunos autores interpretan la tolerancia de los tecolotes a la presencia humana, reportando distancias a caminos y caseríos (Rodríguez-Estrella y Ortega-Rubio 1993; Smith y Belthoff, 2001; Sissons, 2003). Al parecer la ventaja que otorga la obscuridad a Srigiformes, incrementa notablemente su aceptación hacia zonas urbanas y periurbanas, como sucedió con la frecuencia 352. No obstante, las distancias entre madrigueras y zonas pobladas, mantuvieron un rango bastante prudente (ver sección de Anexos).

Búho cuerno corto

Pese a que la señal emitida por la frec. 582 se mantuvo durante un período relativamente breve, su superficie de uso resultó de mayor extensión que la frec. 012. Una vez recorridos los alrededores de la base aérea, no fue posible localizar la señal, por lo que no se descarta su traslado a otro territorio, considerando los hábitos nómadas de la especie (Mikkola y Sulkava, 1969; Tate, 1992). El uso del hábitat calculado para este trabajo a partir del PCM resultó en 92.9 ha y 278 ha respectivamente, manteniendo similitud a lo reportado para Manitoba, con territorios de caza variables de 121.4 ha en 1968, y cinco territorios que van de 23.1 ha a 97.9 ha en 1969 (Clark, 1975). Holt (1992) por su parte, encontró 10 tecolotes anidando en la costa de Massachusetts, con territorios promediando 64.7 ha.

El búho cuerno corto conformó madrigueras comunales en grupos de 4 a 16 individuos, utilizando áreas sumamente pequeñas [$\bar{x} \pm SE$] 1.8 ha \pm 0.83, sobre pastos cegados a unos 35 cm, o en manchones de mayor altura dominados por *Melinis repens* y apisonados por ellos mismos. La densidad de individuos en la base aérea, resultó notoriamente mayor que cinco nidos descritos en 28 ha, en el sureste de Illinois, donde la altura de pastos osciló entre 30 y 40 cm (Herkert *et al.*, 1999). Posteriormente en esa misma región, fueron descritas madrigueras invernales de búho cuerno corto en un pastizal 800 ha, cuyos gremios conformados por grupos de entre 3 y 17 individuos,

prefirieron pastos cegados a baja altura (Walk, 1998). En tanto que la altura de la vegetación secundaria asociada a los nidos en Massachusetts y otras áreas de EEUU fue de 35 a 53 cm (Holt y Leasure, 1993).

Cada vez que se realizaba colecta de regurgitados, los búhos se dispersaban y no volvían a utilizar el sitio previamente abandonado, segregando su densidad conforme el número de individuos disminuía (Fig. 3.16). Esta respuesta se corroboró habiendo cuantificado poco más de 40 regurgitados en una sola madriguera al inicio de los censos.

Al caer la tarde, los búhos abandonaban las madrigueras para ubicarse en zonas de forrajeo sobre caminos de terracería, pastizales, cultivos e instalaciones militares, compartiendo el hábitat con varias frecuencias de tecolote llanero, dada la extensión de su PCM (Tabla 3.5). Las distancias recorridas entre las madrigueras de búhos y sitios de forrajeo, no resultó mayor a los trayectos hechos por tecolote llanero (Figs. 3.14 y 3.15). Mientras que la distancia mínima registrada entre individuos de ambas especies fue de 45 m durante la noche, y 14 m entre sus madrigueras más próximas. Los últimos datos recabados para la frec. 012 coincidió con la partida de otros individuos en el área de estudio.

Lechuza de campanario

El territorio de la lechuza de campanario durante el período no reproductivo en el municipio de Zapopan, excedió 6.15 veces la superficie promedio de tecolote llanero y 2.5 veces la de búho cuerno corto (Anexos 11 y 12). A pesar de ello, su ámbito hogareño resulta altamente variable dada la sensibilidad de la especie a la disponibilidad de presas y las características del hábitat (De Bruijn, 1994; Askew *et al.*, 2010). En el suroeste Nueva Jersey, el ámbito hogareño reportado para dos individuos fue de 757 hectáreas (Colvin, 1984); 414 hectáreas en el este de Virginia (Rosenburg, 1986); y 198 hectáreas en el oeste de Nebraska (Gubanyi, 1989). En 466 ha utilizadas por la lechuza, incidieron 12 parcelas o unidades de paisaje con cierto balance entre cultivo de temporal y el pastizal mixto. La lechuza, con una dieta poco diversa en consumo de aves e invertebrados, mantuvo mayor diversidad y frecuencia de consumo de

mamíferos, incluyendo una especie de ratón (*Peromyscus maniculatus*), no reportado en la dieta de los otros Strigiformes simpátricos. Martínez y Zuberogoitia (2004), proponen los ecotonos entre parcelas y canales de desagües, como elementos sobresalientes en la obtención de presas, donde *Rattus* spp., encabeza la lista de consumo. En la base aérea de Zapopan existe una red de canales para prevenir inundaciones en las pistas.

Las áreas de mayor permanencia nocturna asociadas al hábitat de forrajeo correspondieron perchas de diferentes alturas como árboles, postes de luz o lienzos, incluyendo un cuadrante de eucaliptos al interior de la base aérea. La madriguera, propiamente dicho para la frecuencia 660 correspondió a un árbol de limón al centro de un huerto abandonado. Al visitar el lugar y coleccionar un cantidad considerable de regurgitados, la lechuza se mudó a un predio vecino circundado de eucaliptos. Un mes más tarde, se percibió la señal desde una propiedad abandonada a la cual no se tuvo acceso. La frecuencia 012, esporádicamente emitió señales breves aunque fuertes, procedentes del centro y norte de la base aérea, sin lograr concretar triangulación alguna, por lo que no se descarta un fallo del radiotransmisor.



CONCLUSIONES

El hábitat menos frecuentado por tecolote llanero coincidió con una mayor altura y densidad de vegetación, mientras que los cultivos y el pastizal, fueron los hábitats más favorecidos en ambos municipios.

Durante el período invernal, no se confirmó el uso de madrigueras satelitales por tecolote llanero, tal como se ha documentado en áreas reproductivas.

Las rapaces nocturnas constituyeron un importante gremio para determinar las características del hábitat debido a la fidelidad territorial demostrada.

La población de tecolote llanero en Irapuato resultó altamente sensible a la disponibilidad de madrigueras habilitadas por efecto de roturación del suelo.

Tanto en Irapuato como en Zapopan, se presentó un mosaico de parcelas con distintos usos los cuales favorecen la presencia de presas consumidas por tecolote llanero.

El hábitat de pastizales mixtos que ofrece la base aérea de Zapopan y su manejo, resultaron altamente compatibles con las necesidades de supervivencia invernal de Strigiformes migratorios y residentes.

La orientación de las madrigueras de tecolote llanero no presentó un patrón consistente, ésta más bien responden a rasgos topográficos del lugar.

La medida más consistente asociada a la madriguera invernal de tecolote llanero, correspondió al diámetro interior. Pudiendo ser esta un factor determinante en futuras propuestas de manejo.

El ámbito hogareño de tecolote llanero relativamente menor al resto de otros Strigiformes, denotó cierta exclusión de uso entre individuos de la misma especie.

Las madrigueras de búho cuerno corto, tienden a compactar su distribución, cuanto mayor es el número de individuos que las utilizan.

Los pastos cegados entre 30 y 40 cm, coadyuvan al establecimiento de madrigueras invernales de búho cuerno corto.

Aún cuando se observó extrapolación en los territorios de rapaces nocturnas, la proximidad entre individuos se dio con relativa discreción.

La lechuza de campanario arrojó el ámbito hogareño más extenso.

Mientras que la lechuza de campanario se distinguió por utilizar perchas altas durante su actividad de forrajeo, el resto de rapaces dispusieron de postes, lienzos, rocas y montículos cercanos al suelo.

LITERATURA CITADA

- Anderson DJ. 1982. The home range: A new non parametric estimation technique. *Ecology* 63(1) 103-112.
- Askew NP Searle JB Moore NP. 2010. Prey selection in a Barn Owl *Tyto alba*: Capsule A breeding Barn Owl selected vole-rich habitats for hunting at both a microhabitat and landscape scale. *Bird Study* 54(1): 130-132.
- Börger L, Franconi N, De Michele G, Gantz A, Meschi F, Manica A, Lovari S, Coulson T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology* 75: 1393-1405.
- Boulanger JG, White GC. 1990. A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulations. *J. Wildl. Manage.* 54(2): 310-315.
- Carey AB, Horton SP, Reid JA. 1989. Optimal sampling for radiotelemetry studies of spotted owl habitat and home range. Research Paper PNW-RP-416. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, pp 17.
- Clark RJ. 1975. A field study of the Short-eared Owl, *Asio flammeus* (Pontoppidan), in North America. *Wildlife Monographs* 47: 1-67.
- Colvin BA. 1984. Barn owl foraging behavior and secondary poisoning hazard from rodenticide use on farms. Thesis: Ph.D. Dissertation. Bowling Green State University, Bowling Green OH, 326 pp.
- Connelly JW, Reese KP, Schroeder MA. 2003. Monitoring of Greater Sage-grouse Habitats and Populations. Station Bulletin 80. College of Natural Resources Experiment Station Moscow, Idaho. S.D. Laursen director. University of Idaho, pp. 47.
- Coulombe HN. 1971. Behavior and population ecology of the burrowing owl (*Speotyto cunicularia*), in the Imperial Valley of California. *The Condor* 73: 162-176.
- Cruz-Nieto MA. 2006. Ecología invernal de la Lechuza llanera (*Athene cunicularia*), en pastizales ocupados por Perrito llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus*), Galeana, Nuevo León, México. Tesis: Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 118.
- De Bruijn O. 1994. Population ecology and conservation of the barn owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82: 1-109.
- ESRI 1999. ArcView 3.2 Environmental Systems Research Institute. ArcView GIS: Release 3.2 [software]. Redlands, California: Environmental Systems Research Institute, 1992-1999.
- Fisher NI. 1993. Statistical analysis of circular data. Cambridge University Press. Cambridge MA, pp. 277.
- Forman, RTT, Godron M. 1986. Landscape ecology. Wiley and Sons Ed., New York, pp. 620.
- Getz WM, Wilmers CC. 2004. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* 27: 489-505.
- Green GA, Anthony RG. 1989. Nesting success and habitat relationship of burrowing owls in the Columbia Basin, Oregon. *The Condor* 91: 347-354.

- Griebel RL, Savidge JL. 2007. Factors influencing burrowing owl reproductive performance in contiguous shortgrass prairie. *Journal of Raptor Research* 41(3): 212-221.
- Gubanyi JA. 1989. Habitat use and diet analysis of breeding common barn-owls in western Nebraska. Thesis: Master of Sciences. University of Nebraska, Lincoln NE, 86 pp.
- Hakkarainen H, Ilmonen P, Koivunen V. 2001. Experimental increase of predation risk induces breeding dispersal of Tengmalm's owl. *Oecologia* 126: 355-359.
- Haugh EA, Oliphant LW. 1990. Movements, activity patterns, and habitat use of burrowing owls in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Management* 54(1): 27-35.
- Haug EA, Millsap BA, Martell MS. 1993. Burrowing owl (*Speotyto cunicularia*). In: The birds of North America No. 61. Poole A and Gill F (eds). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington DC, pp. 22.
- Herkert JR, Simpson SA, Westemeier RL, Esker TL, Walk JW. 1999. Response of northern harriers and short-eared owls to grassland management in Illinois. *Journal of Wildlife Management* 63:517-523.
- Hilty JA, Lidicker WZ Jr, Merenlender AM. 2006. Corridor Ecology. The Science and Practice of Linking Landscape for Biodiversity Conservation. Island Press. Washington, DC, pp. 323.
- Holt DW. 1992. Notes on Short-eared Owl, *Asio flammeus*, nest Sites, reproduction, and territory sizes in coastal Massachusetts. *The Canadian field naturalist* (106): 352-356.
- Holt DW, Leasure SM. 1993. Short-eared Owl. In: The Birds of North America, No. 62 Poole A and Gill F (eds). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington DC, pp. 22.
- Jennrich RI, Turner FB. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* 22: 227-237.
- Lilliefors HW. 1967. On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. *Journal of the American Statistical Association* (64): 399-402.
- Macleod R, Clark J, Cresswell W. 2008. The starvation-predation risk trade-off, body mass and population status in the Common Starling *Sturnus vulgaris*. *Ibis* 150 (Suppl. 1) 199-208.
- Martínez JA, Zubergoitia I. 2004. Habitat preferences and causes of population decline for Barn owls *Tyto alba*: A multi-scale approach. *Ardeola* 51(2): 303-317.
- Metzger JP, Muller E. 1996. Characterizing the complexity of landscape boundaries by remote sensing. *Landscape Ecology*. Vol. 11(2) 65-77.
- Mikkola H, Sulkava S. 1969. On occurrence and feeding habits of short-eared owl in Finland 1964-1968. *Omis Fennica* (46): 188-193.
- Millsap BA, Bellocq MI, Matthew M. 1997. Overview of literature on the burrowing owl. In: The Burrowing Owl, Its Biology and Management: Including the Proceedings of the First International Symposium, Lincer JL and Steenhof K (eds). *Journal of Raptor Research*. Report 9, pp. 6-10.
- Moorcroft PR, Lewis MA, Crabtree RL. 1999. Home range analysis using a mechanistic home range model. *Ecology* 80(5): 1656-1665.

- Mrykalo RJ, Grigione MM, Sarno RJ. 2007. Home range and dispersal of juvenile Florida burrowing owls. *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(2): 275-279.
- Nams VO. 1990. *Locate II user's guide*. Tauro, Nova Scotia. 52 pp.
- Obrecht HH, Pennycuik CJ, Fuller MR. 1988. Wind tunnel experiment to assess the effect of back mounted radio transmitters on bird body drag. *Journal of Experimental Biology* 135, 265-273.
- Plumpton DL, Lutz RS. 1993. Nesting habitat use by burrowing owl. *Journal of Raptor Research* 27(4): 175-179.
- Potti J. 1998. Arrival time from spring migration in male pied flycatchers: Individual consistency and familial resemblance. *The Condor* 100: 702-708.
- Poulin RG, Todd LD, Dohms KM, Brigham RM, Wellicome TI. 2005. Factors associated with nest- and roost-burrow selection by burrowing owls (*Athene cunicularia*) on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1373-1380.
- Poulin RG, Todd LD. 2006. Sex and nest stage differences in the circadian foraging behaviors of nesting burrowing owls. *The Condor* 108(4): 856-864.
- Rich T. 1986. Habitat and nest-site selection by burrowing owls in the sagebrush steppe of Idaho. *Journal of Wildlife Management* 50(4): 548-555.
- Robel JR, Briggs JN, Dayton AD, Hulbert LC. 1970. Relationship between visual obstruction measurements and weigh of grassland vegetation. *Journal of Range Management* 23:295-297.
- Rodríguez-Estrella R, Ortega-Rubio A. 1993. Nest site characteristics and reproductive success of burrowing owls (Strigiformes: Strigidae) in Durango, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 41: 143-148.
- Rosenburg CP. 1986. Barn owl habitat and prey use in agricultural eastern Virginia. Thesis: Master of Sciences. College of William and Mary, Williamsburg VA, 114 pp.
- Rosier JR, Ronan NA, Rosenberg DK. 2006. Post-breeding dispersal of burrowing owls in an extensive California grassland. *The American Midland Naturalist*, 155(1): 162-167.
- Ruiz-Aimá G. 2009. Éxito reproductivo, entrega de presas y dieta del Tecolote llanero *Athene cunicularia hypugaea* en el complejo de colonias del Perrito de la pradera Mexicano *Cynomys mexicanus*, en Galeana, Nuevo León, México. Tesis: Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 74.
- Sharpe F, Bolton M, Sheldon R, Ratcliffe N. 2009. Effects of color banding, radio tagging, and repeated handling on the condition and survival of Lapwing chicks and consequences for estimates of breeding productivity. *Journal of Field Ornithology* 80(1):101-110.
- Smith BW, Belthoff JR. 2001. Burrowing owls and development: Short-distance nest burrow relocation to minimize construction impacts. *Journal of Raptor Research* 35(4): 385-391.
- Sissons RA. 2003. Food and habitat selection of male Burrowing owls (*Athene cunicularia*) on southern Alberta grasslands. Thesis: Master of Sciences. University of Alberta. Edmonton AB, 92 pp.
- Tate GR. 1992. Short-Eared Owl, *Asio flammeus*. In: Schneider KJ and Pence DM (eds). *Migratory Nongame Birds of Management Concern in the Northeast*. U.S. Department of Interior. Fish and Wildlife Service. Newton Corner MA, pp.171-189.

- Todd LD. 2001. Survival and dispersal of juvenile burrowing owls (*Athene cunicularia*) during the post-fledging, pre-migratory period. Thesis: Master of Sciences. University of Regina, Regina SK, 76 pp.
- Trulio LA, Chromczak DA. 2007. Burrowing owl nesting success at urban and parkland sites in Northern California. In: Proceedings of the California Burrowing Owl Symposium November 2003, Barclay JH, Hunting KW, Lincer JL, Linthicum J, Roberts TA (eds). Bird Population Monographs No 1 2007 Point Reyes Station CA, pp. 115-122.
- Walk JW. 1998. Winter roost sites of Northern harrier and Short-eared owls on Illinois grasslands. *Journal of Raptor Research* 32(2): 116-119.
- Williford DL, Woodin MC, Skoruppa MK, Hickman GC. 2007. Characteristics of roost sites used by burrowing owls (*Athene cunicularia*) wintering in Southern Texas. *The Southwestern Naturalist* 52(1):60-66.
- Wunder MB, Norris DR. 2008. Analysis and design for Isotope-Based studies of migratory animals. In KA Hobson and LI Wassenaar (eds). *Tracking Animal Migration with Stable Isotopes*. Academic Press. London, UK, pp 107-126.
- Zar JH. 1984. *Biostatistical Analysis*. 2nd Ed. Prentice Hall. Englewood Cliffs NY, pp.718.
- Zar JH. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice Hall: New Jersey, pp. 663.
- Zehnder S, Åkesson S, Liechti F, Bruderer B. 2002. Observation of free-flying nocturnal migrants at Falsterbo: occurrence of reverse flight directions in autumn. *Avian Science* 2(2): 103-113.

Material electrónico:

Scobie C, Marsh A, Fisher R. 2013. Influence of Petroleum Development on Burrowing Owl Ecology. Department of Biological Sciences, University of Alberta [Online]. Disponible en: <http://www.ptac.org/attachments/1166/download>

Anexo 1. Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 1999 – 2000, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfoespecies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa	
ARTHROPODA						
<u>Arachnida</u>						
Araneae	Gnaphosidae	0.86	11	0.138	0.116	
	Lycosidae	0.42	31	0.389	0.159	
	Sicariidae	0.88	4	0.050	0.043	
	Nemesiidae	0.95	4	0.050	0.047	
	M_IR01	0.40	1	0.013	0.005	
	M_IR02	0.35	83	1.043	0.356	
	M_IR03	0.31	54	0.678	0.205	
	M_IR04	0.28	23	0.289	0.079	
Scorpiones	Vaejovidae	0.98	15	0.188	0.180	
	Buthidae	0.67	2	0.025	0.016	
Solifugae	Ammotrechidae	0.45	67	0.842	0.369	
	Eremobatidae	0.62	64	0.804	0.486	
<u>Insecta</u>						
Coleoptera	Carabidae	0.41	38	0.477	0.191	
	Chrysomelidae	0.39	5	0.063	0.024	
	Curculionidae	0.27	3	0.038	0.010	
	Tenebrionidae	0.32	49	0.616	0.192	
	Buprestidae	0.65	6	0.075	0.048	
	Elateridae	0.37	5	0.063	0.023	
	Scarabaeidae	0.65	38	0.477	0.302	
	Silphidae	0.68	1	0.013	0.008	
	M_IR06	0.32	2	0.025	0.008	
	M_IR07	0.27	4	0.050	0.013	
	Dermaptera	Labiduridae	0.43	92	1.156	0.484
		Forficulidae	0.36	43	0.540	0.190
	Diptera	Stratiomyidae	0.67	1	0.013	0.008
Reduviidae		0.43	13	0.163	0.068	
Hemiptera	Pentatomidae	0.32	6	0.075	0.024	
	M_IR08	0.33	2	0.025	0.008	
Himenoptera	Ichneumonidae	0.22	7	0.088	0.019	
	Formicidae	0.15	58	0.729	0.107	
Lepidoptera	Noctuidae	0.52	59	0.741	0.376	
	Crambidae	0.48	9	0.113	0.053	
	Pyralidae	0.50	10	0.126	0.061	
	Pieridae	0.48	6	0.075	0.035	
	M_IR10	0.45	8	0.101	0.044	
	M_IR11	0.45	1	0.013	0.006	
Orthoptera	Acrididae	<i>Schistocerca albolineata</i>	1.4	7	0.088	0.120
		<i>Amblytropidia mysteca</i>	0.62	8	0.101	0.061
		<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	74	0.930	1.105
		<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	36	0.452	0.339
		<i>Melanoplus lakinus</i>	0.30	15	0.188	0.055
		<i>Arphia pseudonietana</i>	0.58	14	0.176	0.099
		<i>Trachyrhachys kiowa</i>	0.28	30	0.377	0.103

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa
Acrididae	Acrid. No id.	0.44	182	2.286	0.980
Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	19	0.239	0.907
Gryllidae	<i>Grylloides sigillatus</i>	0.28	64	0.804	0.219
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.71	6382	80.173	55.476
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	3	0.038	0.032
Tettigoniidae	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	64	0.804	0.823
	Tettigoniidae no id.	0.46	23	0.289	0.130
<u>Diplopoda</u>					
Glomerida	Glomeridae	0.22	19	0.239	0.051
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Emberizidae	<i>Melospiza lincolni</i>	17	1	0.013	0.208
	<i>Spizella pallida</i>	11	2	0.025	0.269
Fringillidae	<i>Carduelis psaltria</i>	10	1	0.013	0.122
Parulidae	<i>Dendroica coronata</i>	12	1	0.013	0.147
	Passeriformes no ident.	12	4	0.050	0.588
<u>Mammalia</u>					
Chiroptera					
Rodentia					
Heteromyidae	<i>Chaetodipus hispidus</i>	28	3	0.038	1.028
	<i>Perognathus flavus</i>	10	40	0.503	4.897
Muridae	<i>Mus musculus</i>	10	13	0.163	2.865
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	18	74	0.930	17.214
	<i>Peromyscus sp.</i>	19	17	0.214	3.955
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	19	2	0.025	0.441
	Roedor no ident.	18	6	0.075	1.322
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptotis parva</i>	7	19	0.239	1.628
<u>Reptilia</u>					
Colubridae	<i>Gyalopion canum</i>	32	1	0.013	0.392

Anexo 2. Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2000 – 2001, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa	
ARTHROPODA						
<u>Arachnida</u>						
Araneae	Gnaphosidae	0.86	18	0.240	0.224	
	Lycosidae	0.42	65	0.866	0.395	
	Sicariidae	0.88	4	0.053	0.051	
	Nemesiidae	0.95	6	0.080	0.082	
	M_IR01	0.40	1	0.013	0.006	
	M_IR02	0.35	91	1.212	0.461	
	M_IR03	0.31	9	0.120	0.040	
	M_IR04	0.28	18	0.240	0.073	
Scorpiones	Vaejovidae	0.98	10	0.133	0.142	
	Buthidae	0.67	3	0.040	0.029	
Solifugae	Ammotrechidae	0.45	42	0.560	0.273	
	Eremobatidae	0.62	22	0.298	0.197	
<u>Insecta</u>						
Coleoptera	Carabidae	0.41	11	0.147	0.065	
	Chrysomelidae	0.39	2	0.027	0.011	
	Curculionidae	0.27	1	0.013	0.004	
	Tenebrionidae	0.32	22	0.295	0.102	
	Elateridae	0.37	2	0.027	0.011	
	Scarabaeidae	0.65	43	0.573	0.404	
	M_IR05	0.44	13	0.173	0.083	
	M_IR06	0.32	1	0.013	0.005	
	M_IR07	0.27	8	0.107	0.031	
	Dermaptera	Labiduridae	0.43	36	0.480	0.224
		Forficulidae	0.36	4	0.053	0.021
	Hemiptera	Reduviidae	0.43	14	0.187	0.087
Alydidae		0.27	1	0.013	0.004	
Pentatomidae		0.32	1	0.013	0.005	
Himenoptera	M_IR08	0.33	1	0.013	0.005	
	Ichneumonidae	0.22	9	0.120	0.029	
Lepidoptera	Formicidae	0.15	69	0.919	0.150	
	Noctuidae	0.52	45	0.600	0.338	
Lepidoptera	Crambidae	0.48	12	0.160	0.083	
	Pyralidae	0.50	13	0.173	0.094	
	Pieridae	0.48	8	0.107	0.056	
	M_IR10	0.45	2	0.027	0.013	
	M_IR11	0.45	25	0.333	0.163	
	M_IR12	0.45	7	0.093	0.046	
Orthoptera	Acrididae	<i>Amblytropidia mysteca</i>	0.62	19	0.253	0.170
		<i>Aulocara femoratum</i>	0.42	20	0.266	0.122
		<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	45	0.600	0.794
		<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	42	0.560	0.498
		<i>Melanoplus lakinus</i>	0.3	6	0.080	0.026
		<i>Arphia pseudonietana</i>	0.58	13	0.173	0.109
		<i>Trachyrhachys kiowa</i>	0.28	14	0.187	0.057
		Acrid. No id.	0.44	82	1.092	0.522

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa
Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	11	0.147	0.651
Gryllidae	<i>Grylloides sigillatus</i>	0.28	51	0.689	0.207
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.71	6293	83.840	64.831
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	5	0.067	0.062
Tettigoniidae	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	77	1.026	1.170
	Tettigoniidae no id.	0.46	49	0.653	0.326
<u>Diplopoda</u>					
Glomerida	Glomeridae	0.22	16	0.213	0.051
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Emberizidae	<i>Melospiza lincolni</i>	17	1	0.013	0.246
	<i>Spizella pallida</i>	11	1	0.013	0.159
Parulidae	<i>Dendroica coronata</i>	12	1	0.013	0.174
	Passeriformes no ident.	12	4	0.053	0.694
<u>Mammalia</u>					
Chiroptera					
Vespertilionidae	<i>Lasiurus blossevillii</i>	17	1	0.013	0.246
Rodentia					
Heteromyidae	<i>Chaetodipus hispidus</i>	28	1	0.013	0.405
	<i>Perognathus flavus</i>	10	45	0.600	6.709
Muridae	<i>Mus musculus</i>	10	11	0.147	2.864
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	18	38	0.516	10.844
	<i>Peromyscus sp.</i>	19	7	0.093	1.924
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	19	1	0.013	0.260
	Roedor no ident.	18	2	0.027	0.521
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptomys parva</i>	7	7	0.093	0.709
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus sp.</i>	12	1	0.013	0.174
Colubridae	<i>Gyalopion canum</i>	32	1	0.013	0.468
	Serpiente no ident.	30	2	0.027	0.868

Anexo 3. Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2001 – 2002, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa	
ARTHROPODA						
<u>Arachnida</u>						
Araneae	Gnaphosidae	0.86	6	0.094	0.086	
	Lycosidae	0.42	44	0.690	0.309	
	Sicariidae	0.88	3	0.047	0.044	
	Nemesiidae	0.95	5	0.078	0.079	
	M_IR02	0.35	50	0.784	0.292	
	M_IR03	0.31	43	0.674	0.223	
	M_IR04	0.28	59	0.925	0.276	
Scorpiones	Vaejovidae	0.98	22	0.345	0.360	
Solifugae	Ammotrechidae	0.45	69	1.082	0.519	
	Eremobatidae	0.62	12	0.188	0.124	
<u>Insecta</u>						
Coleoptera	Carabidae	0.41	38	0.596	0.260	
	Chrysomelidae	0.39	1	0.016	0.007	
	Tenebrionidae	0.32	35	0.549	0.187	
	Buprestidae	0.65	1	0.016	0.011	
	Elateridae	0.37	5	0.078	0.031	
	Scarabaeidae	0.65	41	0.643	0.445	
	Silphidae	0.68	1	0.016	0.011	
	M_IR05	0.44	6	0.094	0.044	
	M_IR06	0.32	1	0.016	0.005	
	M_IR07	0.27	3	0.047	0.014	
	Dermaptera	Labiduridae	0.43	224	3.513	1.610
		Forficulidae	0.36	71	1.114	0.427
	Diptera	Syrphidae	0.48	9	0.141	0.072
Hemiptera	Reduviidae	0.43	7	0.110	0.050	
	Berytidae	0.17	2	0.031	0.006	
	Pentatomidae	0.32	4	0.063	0.021	
Himenoptera	Ichneumonidae	0.22	15	0.235	0.055	
	Formicidae	0.15	144	2.258	0.361	
Lepidoptera	Noctuidae	0.52	313	4.909	2.720	
	Crambidae	0.48	16	0.251	0.128	
	Pyralidae	0.50	37	0.580	0.309	
	Pieridae	0.48	8	0.125	0.064	
	M_IR10	0.45	20	0.314	0.150	
	M_IR11	0.45	6	0.094	0.045	
Orthoptera	Acrididae	<i>Schistocerca albolineata</i>	1.4	2	0.031	0.047
		<i>Aulocara femoratum</i>	0.42	7	0.110	0.049
		<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	20	0.314	0.408
		<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	38	0.596	0.489
		<i>Melanoplus lakinus</i>	0.30	6	0.094	0.030
		<i>Arphia pseudonietana</i>	0.58	3	0.047	0.029
		<i>Trachyrhachys kiowa</i>	0.28	13	0.204	0.061
		Acrid. No id.	0.44	101	1.584	0.743
	Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	12	0.188	0.782
	Gryllidae	<i>Grylloides sigillatus</i>	0.28	42	0.659	0.197

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.71	4380	68.698	51.968
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	2	0.031	0.029
	<i>Scuddería furcata</i>	1.05	220	3.450	3.860
Tettigoniidae	Tettigoniidae no id.	0.46	41	0.643	0.315
<u>Diplopoda</u>					
Glomerida	Glomeridae	0.22	35	0.549	0.129
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Emberizidae	<i>Melospiza lincolnii</i>	17	1	0.016	0.284
Fringillidae	<i>Carduelis psaltria</i>	10	4	0.063	0.668
	Passeriformes no ident.	12	5	0.078	1.003
<u>Mammalia</u>					
Chiroptera					
Rodentia					
Heteromyidae	<i>Chaetodipus hispidus</i>	28	2	0.031	0.936
	<i>Perognathus flavus</i>	10	43	0.674	7.186
Muridae	<i>Mus musculus</i>	10	23	0.361	6.918
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	18	30	0.471	9.525
	Roedor no ident.	18	3	0.047	0.902
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptotis parva</i>	7	11	0.173	1.287
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i> sp.	12	2	0.031	0.401
	Lacertilio no ident.	12	7	0.110	1.404
Colubridae	Serpiente no ident.	30	2	0.031	1.003

Anexo 4. Dieta de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., correspondiente al invierno 2002 – 2003, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa	
ARTHROPODA						
<u>Arachnida</u>						
Araneae	Gnaphosidae	0.86	36	0.541	0.432	
	Lycosidae	0.42	86	1.294	0.504	
	Sicariidae	0.88	10	0.150	0.123	
	Nemesiidae	0.95	27	0.406	0.358	
	M_IR01	0.40	3	0.045	0.017	
	M_IR02	0.35	80	1.202	0.391	
	M_IR03	0.31	74	1.112	0.320	
	M_IR04	0.28	44	0.661	0.172	
Scorpiones	Vaejovidae	0.98	18	0.271	0.246	
	Buthidae	0.67	2	0.030	0.019	
Solifugae	Ammotrechidae	0.45	49	0.736	0.308	
	Eremobatidae	0.62	28	0.421	0.242	
<u>Insecta</u>						
Coleoptera	Carabidae	0.41	65	0.977	0.372	
	Curculionidae	0.27	2	0.030	0.008	
	Tenebrionidae	0.32	39	0.586	0.174	
	Buprestidae	0.65	1	0.015	0.009	
	Scarabaeidae	0.65	26	0.391	0.236	
	Staphylinidae	0.88	14	0.210	0.172	
	M_IR05	0.44	16	0.240	0.098	
	M_IR06	0.32	4	0.060	0.018	
	M_IR07	0.27	11	0.165	0.041	
	Dermaptera	Labiduridae	0.43	11	0.165	0.066
		Forficulidae	0.36	16	0.240	0.080
	Hemiptera	Reduviidae	0.43	7	0.105	0.042
Gelastocoridae		0.35	3	0.045	0.015	
Alydidae		0.27	2	0.030	0.008	
Berytidae		0.17	2	0.030	0.005	
Pentatomidae		0.32	2	0.030	0.009	
M_IR09		0.25	1	0.015	0.003	
Himenoptera	Ichneumonidae	0.22	21	0.316	0.064	
	Formicidae	0.15	97	1.458	0.203	
Lepidoptera	Noctuidae	0.52	396	5.951	2.874	
	Crambidae	0.48	134	2.014	0.898	
	Pyalidae	0.50	52	0.781	0.363	
	Pieridae	0.48	14	0.210	0.094	
	M_IR10	0.45	1	0.015	0.006	
	M_IR11	0.45	7	0.105	0.044	
Orthoptera	Acrididae	<i>Schistocerca albolineata</i>	1.4	9	0.135	0.176
		<i>Aulocara femoratum</i>	0.42	15	0.225	0.088
		<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	89	1.338	1.516
		<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	48	0.723	0.516
		<i>Trachyrhachys kiowa</i>	0.28	36	0.541	0.141
		Acrid. No id.	0.44	50	0.751	0.307

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa
Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	23	0.346	1.252
Gryllidae	<i>Grylloides sigillatus</i>	0.28	22	0.332	0.086
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.71	4564	68.590	45.229
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	7	0.105	0.084
Tettigoniidae	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	104	1.563	1.524
	Tettigoniidae no id.	0.46	27	0.406	0.173
<u>Diplopoda</u>					
Glomerida	Glomeridae	0.22	74	1.112	0.227
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Emberizidae	<i>Spizella pallida</i>	11	1	0.015	0.154
	Passeriformes no id.	12	3	0.045	0.502
<u>Mammalia</u>					
Rodentia					
Heteromyidae	<i>Chaetodipus hispidus</i>	28	5	0.075	1.956
	<i>Perognathus flavus</i>	10	53	0.797	7.398
Muridae	<i>Mus musculus</i>	10	27	0.406	6.783
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	18	62	0.932	16.442
	<i>Peromyscus</i> sp.	19	9	0.135	2.387
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	19	2	0.030	0.502
	Roedor no id.	18	8	0.120	2.010
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptotis parva</i>	7	12	0.180	1.172
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	Lacertilio no id.	12	2	0.030	0.335

Anexo 5. Dieta de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2001 – 2002, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa		
ARTHROPODA							
<u>Arachnida</u>							
Araneae	Gnaphosidae	0.86	6	0.122	0.149		
	Lycosidae	0.42	76	1.551	0.925		
	Philodromidae	0.65	38	0.775	0.715		
	Nemesiidae	0.95	71	1.449	1.954		
	M_ZP01	0.72	8	0.163	0.167		
	M_ZP02	0.45	22	0.449	0.287		
	M_ZP03	0.35	374	7.631	3.792		
	M_ZP04	0.33	327	6.674	3.126		
	M_ZP05	0.28	25	0.510	0.203		
	Solifugae	Ammotrechidae	0.45	19	0.388	0.248	
<u>Insecta</u>							
Coleoptera	Carabidae	0.39	51	1.041	0.576		
	Chrysomelidae	0.36	10	0.204	0.104		
	Melyridae	0.43	6	0.122	0.075		
	Curculionidae	0.25	15	0.306	0.109		
	Mycetophagidae	0.23	18	0.367	0.120		
	Tenebrionidae	0.32	144	2.938	1.335		
	Buprestidae	0.45	13	0.265	0.169		
	Elateridae	0.37	10	0.204	0.107		
	Scarabaeidae	0.55	45	0.918	0.717		
	Staphylinidae	0.88	81	1.653	2.065		
	M_ZP06	0.46	18	0.367	0.240		
	M_ZP07	0.39	4	0.082	0.045		
	Dermaptera	Forficulidae	0.38	60	1.224	0.660	
	Diptera	Stratiomyidae	0.67	35	0.714	0.679	
Hemiptera	Reduviidae	0.48	3	0.061	0.042		
	Gelastocoridae	0.45	3	0.061	0.039		
Himenoptera	Alydidae	0.37	1	0.020	0.011		
	Ichneumonidae	0.22	5	0.102	0.032		
	Formicidae	0.15	68	1.387	0.295		
Lepidoptera	Noctuidae	0.52	764	15.589	11.504		
	Crambidae	0.48	150	3.061	2.086		
	Pieridae	0.48	1203	24.548	16.726		
	M_ZP09	0.56	17	0.347	0.276		
	M_ZP10	0.41	14	0.286	0.166		
	M_ZP11	0.37	40	0.816	0.429		
	M_ZP12	0.31	72	1.469	0.647		
Orthoptera	Acrididae	<i>Schistocerca nitiens</i>	1.4	109	2.224	4.420	
		<i>Amblytropidia mysteca</i>	0.62	10	0.204	0.180	
		<i>Aulocara elliotti</i>	0.42	7	0.143	0.085	
		<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	195	3.979	6.891	
		<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	12	0.245	0.268	
		<i>Arphia conspersa</i>	0.58	7	0.143	0.118	
		Acrid. No id.	0.44	55	1.122	0.701	
		Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	4	0.082	0.452

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Inds.	% Frecuencia	% Biomasa
Gryllidae	<i>Gryllus assimilis</i>	0.69	448	9.141	8.954
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	1	0.020	0.025
Stenopelmatidae	<i>Stenopelmatus fuscus</i>	0.76	43	0.877	0.947
Tettigoniidae	<i>Microcentrum rhombifolium</i>	1.22	3	0.061	0.106
	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	17	0.347	0.517
	Tettigoniidae no id.	0.4	18	0.367	0.209
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Cardinalidae	<i>Passerina amoena</i>	16	1	0.020	0.463
Emberizidae	<i>Passerculus sandwichensis</i>	20	1	0.020	0.579
	Passeriformes no id.	12	3	0.061	1.043
<u>Mammalia</u>					
Rodentia					
Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	11	1	0.020	0.319
	<i>Baiomys taylori</i>	10	24	0.490	6.952
	<i>Mus musculus</i>	18	19	0.388	9.903
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	18	3	0.061	1.564
	Roedor no id.	18	2	0.041	1.043
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptomys parva</i>	7	6	0.122	1.217
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus scalaris</i>	13	3	0.061	1.130
	Lacertilio no id.	12	1	0.020	0.348

Anexo 6. Dieta del tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Ind.	% Frecuencia	% Biomasa	
ARTHROPODA						
<u>Arachnida</u>						
Araneae	Gnaphosidae	0.86	14	0.250	0.296	
	Lycosidae	0.42	163	2.906	1.684	
	Philodromidae	0.65	41	0.731	0.656	
	Nemesiidae	0.95	154	2.746	3.599	
	M_ZP01	0.72	14	0.250	0.248	
	M_ZP02	0.45	75	1.337	0.830	
	M_ZP03	0.35	568	10.127	4.890	
	M_ZP04	0.33	438	7.809	3.555	
	M_ZP05	0.28	91	1.622	0.627	
Solifugae	Ammotrechidae	0.45	55	0.981	0.609	
<u>Insecta</u>						
Coleoptera	Carabidae	0.39	94	1.676	0.901	
	Chrysomelidae	0.36	13	0.232	0.115	
	Melyridae	0.43	15	0.267	0.159	
	Curculionidae	0.25	19	0.339	0.117	
	Mycetophagidae	0.23	53	0.945	0.300	
	Tenebrionidae	0.32	58	1.034	0.457	
	Buprestidae	0.45	5	0.089	0.055	
	Elateridae	0.37	5	0.089	0.046	
	Scarabaeidae	0.55	154	2.746	2.083	
	Staphylinidae	0.88	40	0.713	0.866	
	M_ZP06	0.46	4	0.071	0.045	
	M_ZP07	0.39	3	0.053	0.029	
	Dermaptera	Forficulidae	0.38	61	1.088	0.570
	Diptera	Stratiomyidae	0.67	90	1.605	1.483
Syrphidae		0.48	3	0.053	0.035	
Hemiptera	Reduviidae	0.48	15	0.267	0.177	
	Alydidae	0.37	10	0.178	0.091	
	Pentatomidae	0.32	9	0.160	0.071	
	M_ZP08	0.40	2	0.036	0.020	
Himenoptera	Ichneumonidae	0.22	13	0.232	0.070	
	Formicidae	0.15	58	1.034	0.214	
Isoptera	Rhinotermitidae	0.28	4	0.071	0.028	
Lepidoptera	Noctuidae	0.52	946	16.865	12.100	
	Crambidae	0.48	907	16.170	10.709	
	Pieridae	0.48	52	0.927	0.614	
	M_ZP09	0.56	2	0.036	0.028	
	M_ZP10	0.41	50	0.891	0.504	
	M_ZP11	0.37	21	0.374	0.191	
	M_ZP12	0.31	59	1.052	0.450	
	Orthoptera					
Acrididae	<i>Schistocerca nitiens</i>	1.4	176	3.138	6.061	
	<i>Amblytropidia mysteca</i>	0.62	2	0.036	0.031	
	<i>Aulocara elliotti</i>	0.42	13	0.232	0.134	
	<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	136	2.425	4.081	
	<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	32	0.571	0.606	
	<i>Arphia conspersa</i>	0.58	5	0.089	0.071	

		Masa (g)	No. Ind.	% Frecuencia	% Biomasa
Acrididae	Acrid. No id.	0.44	56	0.998	0.606
Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.9	16	0.285	1.535
Gryllidae	<i>Grylloides sigillatus</i>	0.28	39	0.695	0.269
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.69	340	6.062	5.771
Stenopelmatidae	<i>Stenopelmatus fuscus</i>	0.76	33	0.588	0.617
Tettigoniidae	<i>Microcentrum rhombifolium</i>	1.22	15	0.267	0.450
	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	31	0.553	0.801
	Tettigoniidae no id.	0.4	233	4.154	2.293
<u>Diplopoda</u>					
Glomerida	Glomeridae	0.22	22	0.392	0.119
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes	Passeriformes no id.	12	1	0.018	0.295
<u>Mammalia</u>					
Chiroptera					
Phyllostomidae	<i>Sturnira lilium</i>	15	1	0.018	0.369
Rodentia					
Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	11	2	0.036	0.541
	<i>Baiomys taylori</i>	10	35	0.624	8.609
	<i>Mus musculus</i>	18	24	0.428	10.627
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	18	4	0.071	1.771
	Roedor no id.	18	3	0.053	1.328
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptotis parva</i>	7	6	0.107	1.033
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus scalaris</i>	13	2	0.036	0.640
	Lacertilio no id.	12	1	0.018	0.295
Colubridae	<i>Hypsiglena torquata</i>	16	2	0.036	0.787
	Serpiente no id.	30	1	0.018	0.738

Anexo 7. Tablas de distancias cofenéticas para los principales grupos de presas por invierno y localidad.

Artrópodos (1)	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
IR 99-00	1	0.971104	0.808046	0.797698	0.259891	0.272871
IR 00-01	0.971104	1	0.812624	0.813745	0.259759	0.271593
IR 01-02	0.808046	0.812624	1	0.931173	0.348556	0.356839
IR 02-03	0.797698	0.813745	0.931173	1	0.405059	0.410436
ZP 01-02	0.259891	0.259759	0.348556	0.405059	1	0.890004
ZP 02-03	0.272871	0.271593	0.356839	0.410436	0.890004	1

Mamíferos (2)	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
IR 99-00	1	0.745645	0.692308	0.835227	0.209607	0.208835
IR 00-01	0.745645	1	0.835556	0.769759	0.25	0.234043
IR 01-02	0.692308	0.835556	1	0.772414	0.323353	0.342246
IR 02-03	0.835227	0.769759	0.772414	1	0.257511	0.29249
ZP 01-02	0.209607	0.25	0.323353	0.257511	1	0.846154
ZP 02-03	0.208835	0.234043	0.342246	0.29249	0.846154	1

Aves (3)	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
IR 99-00	1	0.875	0.631579	0.615385	0.428571	0.2
IR 00-01	0.875	1	0.588235	0.727273	0.5	0.25
IR 01-02	0.631579	0.588235	1	0.428571	0.4	0.181818
IR 02-03	0.615385	0.727273	0.428571	1	0.666667	0.4
ZP 01-02	0.428571	0.5	0.4	0.666667	1	0.333333
ZP 02-03	0.2	0.25	0.181818	0.4	0.333333	1

Reptiles (4)	IR 99-00	IR 00-01	IR 01-02	IR 02-03	ZP 01-02	ZP 02-03
IR 99-00	1	0.4	0	0	0	0
IR 00-01	0.4	1	0.4	0	0	0.2
IR 01-02	0	0.4	1	0.307692	0.133333	0.235294
IR 02-03	0	0	0.307692	1	0.333333	0.25
ZP 01-02	0	0	0.133333	0.333333	1	0.6
ZP 02-03	0	0.2	0.235294	0.25	0.6	1

Anexo 8. Dieta del búho cuerno corto en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Ind.	% Frecuencia	% Biomasa
ARTHROPODA					
<u>Arachnida</u>					
Araneae	Gnaphosidae	0.86	2	0.189	0.005
	Lycosidae	0.42	2	0.189	0.003
<u>Malacostraca</u>					
Amphipoda	Talitridae	0.02	1	0.095	0.000
<u>Insecta</u>					
Coleoptera	Carabidae	0.39	1	0.095	0.001
	Tenebrionidae	0.32	1	0.095	0.001
	Histeridae	0.82	2	0.189	0.005
	M_ZP07	0.39	3	0.284	0.004
Dermaptera	Forficulidae	0.38	1	0.095	0.001
Hemiptera	Corixidae	0.38	1	0.095	0.001
	Reduviidae	0.48	1	0.095	0.001
Himenoptera	Formicidae	0.15	12	1.134	0.005
Lepidoptera	Pyralidae	0.50	3	0.284	0.005
<u>Orthoptera</u>					
Acrididae	<i>Schistocerca nitiens</i>	1.40	161	15.217	0.679
Gryllidae	<i>Gryllodes sigillatus</i>	0.28	1	0.095	0.001
	<i>Gryllus assimilis</i>	0.69	37	3.497	0.077
	Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	5	0.473
Stenopelmatidae	<i>Stenopelmatus fuscus</i>	0.76	3	0.284	0.007
Tettigoniidae	<i>Microcentrum rhombifolium</i>	1.22	7	0.662	0.026
	<i>Scudderia furcata</i>	1.05	2	0.189	0.006
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
<u>Columbiformes</u>					
Columbidae	<i>Columbina</i> sp.	26	3	0.284	0.235
<u>Galliformes</u>					
Phasianidae	<i>Gallus gallus</i>	60	1	0.095	0.181
<u>Passeriformes</u>					
Cardinalidae	<i>Passerina amoena</i>	16	5	0.473	0.241
	<i>Passerina caerulea</i>	28	4	0.378	0.338
	<i>Passerina versicolor</i>	12	5	0.473	0.181
Emberizidae	<i>Chondestes grammacus</i>	28	16	1.512	1.350
	<i>Melospiza lincolni</i>	17	17	1.607	0.871
	<i>Passerculus sandwichensis</i>	20	11	1.040	0.663
	<i>Pipilo fuscus</i>	40	2	0.189	0.241
	<i>Spizella pallida</i>	11	14	1.323	0.464
	<i>Spizella passerina</i>	12	13	1.229	0.470
	<i>Sporophila torqueola</i>	9	1	0.095	0.027
	Ember_AD2		20	9	0.851
Fringillidae	<i>Carduelis psaltria</i>	10	2	0.189	0.060
	<i>Carpodacus mexicanus</i>	22	16	1.512	1.061
Icteridae	<i>Icterus</i> sp.	34	1	0.095	0.102
	<i>Molothrus</i> sp.	40	1	0.095	0.121
	<i>Sturnella</i> sp.	45	1	0.095	0.136
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	28	5	0.473	0.422
	Passeriformes no id.	12	14	1.323	0.506

			Masa (g)	No. Ind.	% Frecuencia	% Biomasa
<u>Mammalia</u>						
	Rodentia					
	Heteromyidae	<i>Liomys irroratus</i>	50	28	2.647	4.219
	Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	11	20	1.890	0.663
		<i>Baiomys taylori</i>	10	415	39.225	12.506
		<i>Mus musculus</i>	18	59	5.577	3.200
		<i>Rattus norvegicus</i>	250	85	8.034	64.039
		<i>Rattus rattus</i>	230	7	0.662	4.852
		<i>Reithrodontomys megalotis</i>	18	5	0.473	0.271
		Roedor no id.		18	3	0.284
	Soricomorpha					
	Soricidae	<i>Criptotis parva</i>	7	6	4.631	1.034

Anexo 9. Dieta de lechuga de campanario en el municipio de Zapopan, Jal., correspondiente al invierno 2002 – 2003, ordenada de acuerdo al Sistema de Información Taxonómico Integrado (2014). Las categorías taxonómicas incluyen Phylum, Clase, Orden, Familia y Nombre científico, además de Morfo especies con su correspondiente código asignado.

Categorías taxonómicas		Masa (g)	No. Ind.	% Frecuencia	% Biomasa
ARTHROPODA					
<u>Arachnida</u>					
Araneae	Nemesiidae	0.95	1	0.217	0.011
<u>Insecta</u>					
Coleoptera	Scarabaeidae	0.55	1	0.217	0.006
	Geotrupidae	0.89	5	1.085	0.052
Orthoptera					
Acrididae	<i>Schistocerca nitiens</i>	1.40	13	2.820	0.213
	<i>Amblytropidia mysteca</i>	0.62	8	1.735	0.058
	<i>Melanoplus differentialis</i>	1.22	16	3.471	0.229
	<i>Melanoplus femurubrum</i>	0.77	9	1.952	0.081
	<i>Arphia conspersa</i>	0.58	1	0.217	0.007
	Acrid. No id.	0.44	41	8.894	0.212
Romaleidae	<i>Brachystola magna</i>	3.90	17	3.688	0.778
Gryllidae	<i>Gryllus assimilis</i>	0.69	1	0.217	0.008
Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus abbreviatus</i>	0.86	49	10.629	0.494
CHORDATA					
<u>Aves</u>					
Passeriformes					
Emberizidae	<i>Chondestes grammacus</i>	28	1	0.217	0.328
	<i>Pipilo fuscus</i>	40	1	0.217	0.469
	Ember_AD2	20	1	0.217	0.235
Fringillidae	<i>Carpodacus mexicanus</i>	22	1	0.217	0.258
Icteridae	<i>Molothrus</i> sp.	40	3	0.651	1.407
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	28	1	0.217	0.328
	Passeriformes no id.	12	3	0.651	0.422
<u>Mammalia</u>					
Rodentia					
Heteromyidae	<i>Liomys irroratus</i>	50	3	0.651	1.759
Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	11	4	0.868	0.516
	<i>Baiomys taylori</i>	10	167	36.223	19.589
	<i>Mus musculus</i>	18	15	3.254	3.167
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	19	5	1.085	1.114
	<i>Rattus norvegicus</i>	250	19	4.121	55.710
	<i>Rattus rattus</i>	230	2	0.434	5.395
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	18	8	1.735	1.689
Soricomorpha					
Soricidae	<i>Criptomys parva</i>	7	63	13.666	5.172
<u>Reptilia</u>					
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus scalaris</i>	13	1	0.217	0.152
	<i>Sceloporus</i> sp.	12	1	0.217	0.141

Anexo 10. Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero en el municipio de Irapuato, Gto., durante el invierno 1999 – 2000. La información asociada al hábitat en fondo gris, corresponde al porcentaje de la superficie total del polígono.

Frecuencia	Fecha Captura - Ultimo Registro	Lecturas Total-Útiles	PCM (ha)	Parcelas en PCM	Cárcavas	Cultivo irrigado	Cultivo temporal	Veg. Sec. Arbustiva	Veg. Sec. Pastizal	Distancia a camino	Distancia a casas
657	Nov 19 – Mzo 17	20 – 12	20.28	5	8.56	0	74.15	17.29	0	512	1545
642	Nov 13 – Dic 22	69 – 19	49.80	13	8.80	25.15	38.33	23.90	3.82	116	358
623	Nov 24 – Feb 08	68 – 20	116.58	14	2.28	35.35	27.30	20.17	14.90	154	502
310	Nov 19 – Feb 07	38 – 13	37.53	5	1.99	0	67.17	19.64	11.20	317	723
049	Nov 19 – Feb 08	24 – 15	115.40	12	13.23	31.53	39.95	8.43	6.86	201	511

Anexo 11. Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero en el municipio de Zapopan, Jal., durante el invierno 2001 – 2002. La información asociada al hábitat en fondo gris, corresponde al porcentaje de la superficie total del polígono.

Frecuencia	Fechas Captura - Ultimo registro	Lecturas Total-Útiles	PCM (ha)	Parcelas en PCM	Cárcavas	Cultivo temporal	Granjas	Instalac. militares	Veg.Sec. Pastizal	Urbano	Distancia a camino	Distancia a casas
099	Nov 30 – Feb 17	30 – 28	85.24	5	2.30	0	0.52	5.39	87.81	3.97	40	730
181	Dic 26 – Mzo 12	49 – 18	28.12	4	0	86.46	10.96	0	2.58	0	72	120
352	Dic 07 – Mzo 12	60 – 31	87.28	5	0.07	0	0	9.82	67.32	22.79	32	635
453	Nov 29 – Mzo 12	25 – 17	28.99	3	2.62	0	0	8.12	89.26	0	928	1710
549	Dic 07 – Mzo 12	37 – 19	21.66	2	0.30	0	0	0	99.70	0	354	123
579	Dic 04 – Ene 26	34 – 27	38.14	4	4.28	4.72	0	14.89	76.11	0	630	1670
663	Nov 25 – Feb 17	62 – 30	194.50	5	0.59	59.70	7.12	0.53	32.06	0	1093	1645

Anexo 12. Datos asociados a frecuencias de telemetría de tecolote llanero, búho cuerno-corto * y lechuza de campanario** en Zapopan, Jal., durante el invierno 2002 – 2003. La información asociada al hábitat en fondo gris, corresponde al porcentaje de la superficie total del polígono.

Frecuencia	Fechas Captura - Ultimo Registro	Lecturas Total-Útiles	PCM (ha)	Parcelas en PCM	Cárcavas	Cultivo temporal	Granjas	Instalac. militares	Veg. Sec. Pastizal	Distancia a camino	Distancia a casas
057	Dic 08 – Mzo 11	56 – 28	127.95	7	1.28	32.85	2.43	10.5	52.94	1007	1614
238	Ene 17 – Feb 09	06 – 06	15.75	4	0	0	0.58	55.52	43.9	1030	1450
252	Dic 12 – Mzo 05	61 – 29	170.11	8	0.26	13.72	3.21	19.93	62.87	515	437
341	Dic 11 – Mzo 15	72 – 30	46.40	7	0.31	0	0	37.21	62.48	836	1577
875	Dic 09 – Mzo 08	48 – 23	68.48	5	0.11	0	0	6.08	93.81	37	640
012*	Ene 17 – Mzo 11	38 – 18	92.97	3	1.37	0	0	3.57	95.05	1367	1982
582*	Dic 12 – Dic 24	11 - 09	278.54	8	0.49	2.73	1.36	24.38	71.04	220	378
660**	Ene 15 – Mzo 15	44 – 22	466.85	12	0.29	38.20	7.48	8.06	45.97	83	390

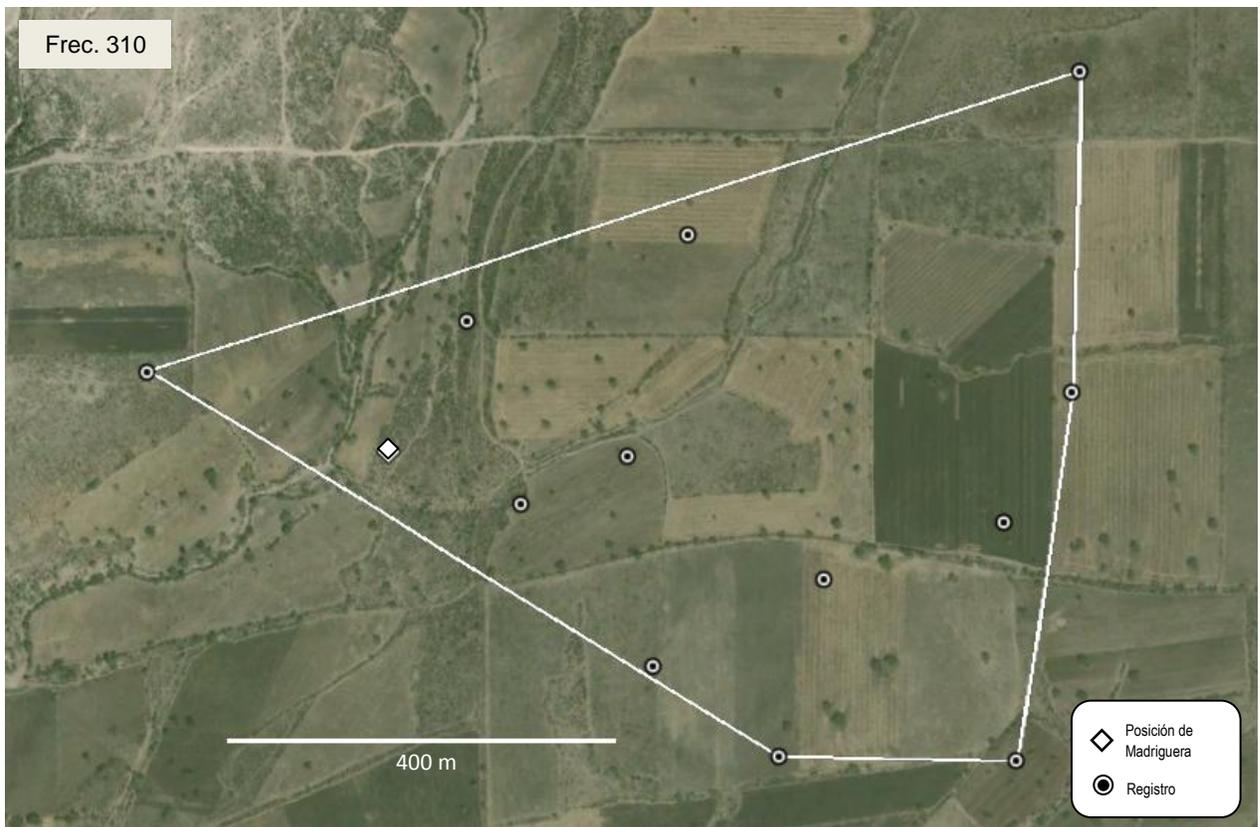
Anexo 13. Datos de distancias (m) entre madrigueras activas y los sitios de forrajeo (N) de cada frecuencia durante un invierno en el municipio de Irapuato. Se proporciona el error estándar (SE), así como el rango de distancias máximas y mínimas para tecolote llanero.

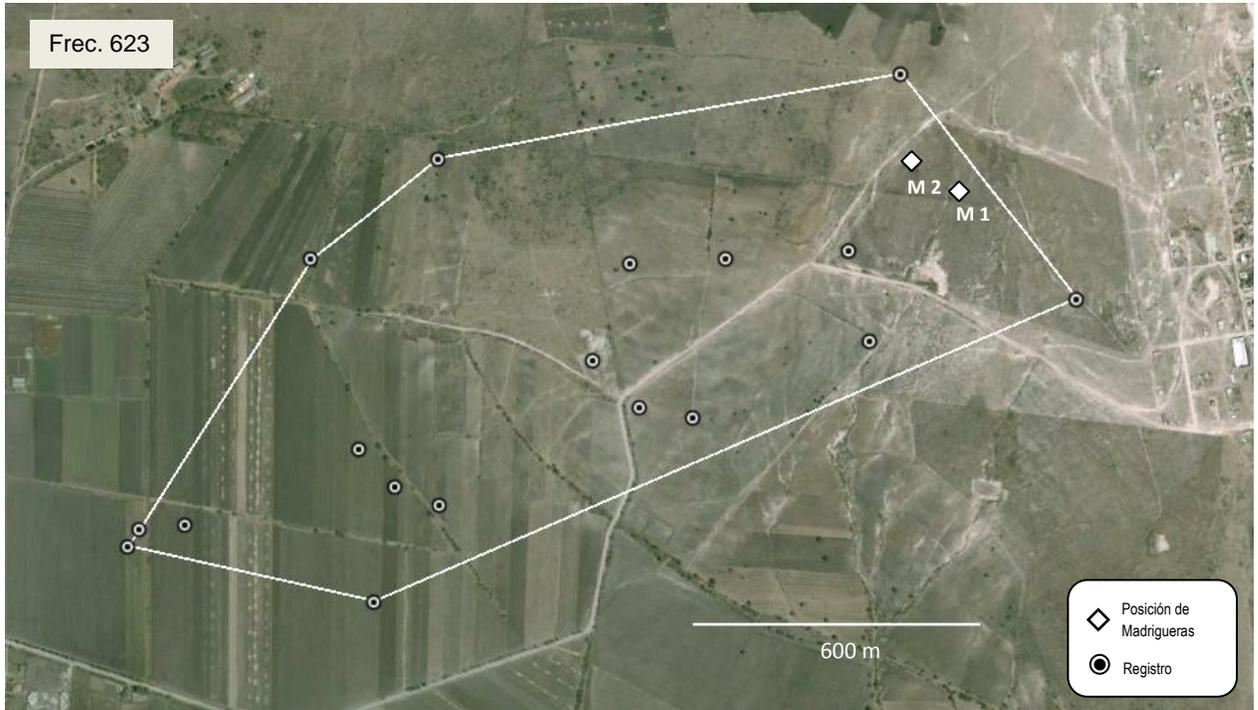
	657	642	623	310	049
Media:	457.0	590.29	1006.5	446.58	1253.69
SE	118.74	94.06	130.41	65.41	160.85
Max:	1242	1228	1904	803	1981
Min:	32	59	220	147	262
N:	10	17	18	12	13

Anexo 14. Datos de distancias (m) entre madrigueras activas y los sitios de forrajeo (N) de cada frecuencia durante dos inviernos en el municipio de Zapopan. Se proporciona el error estándar (SE), así como el rango de distancias máximas y mínimas para tecolote llanero, búho cuerno-corto* y lechuza de campanario**.

	099	181	352	453	549	579	663	057	238	252	341	875	012*	582*	660**
Media:	2962.15	475.89	709.03	285.87	364.82	301.36	943.79	1049.92	303.40	762.88	394.45	581.35	516.75	1090.50	1639.05
SE	302.46	56.50	46.40	74.36	36.45	69.31	147.28	94.19	110.22	72.27	39.43	60.74	99.27	217.32	169.46
Max:	4432	983	1163	1238	634	1228	2425	1950	729	1286	1115	966	1058	2146	2516
Min:	67	75	224	55	163	29	45	177	139	133	35	73	121	295	185
N:	27	19	29	15	17	25	28	25	5	24	28	17	11	7	18

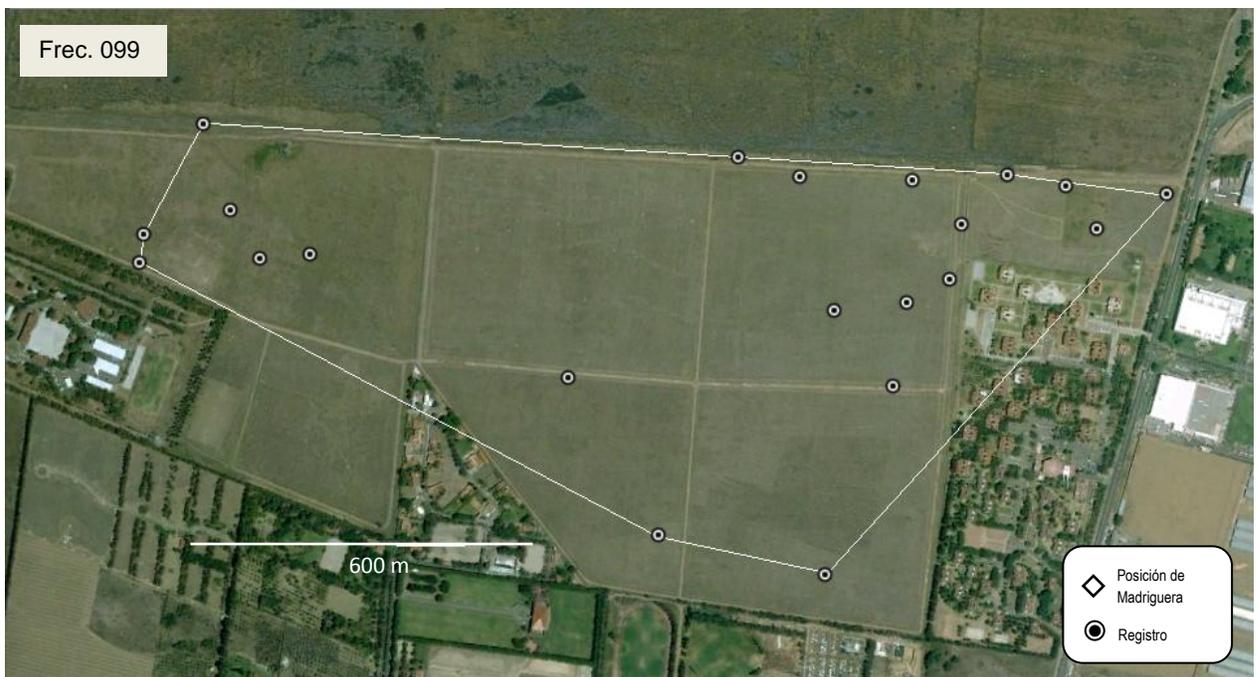
TELEMETRÍA IRAPUATO 1999 – 2000





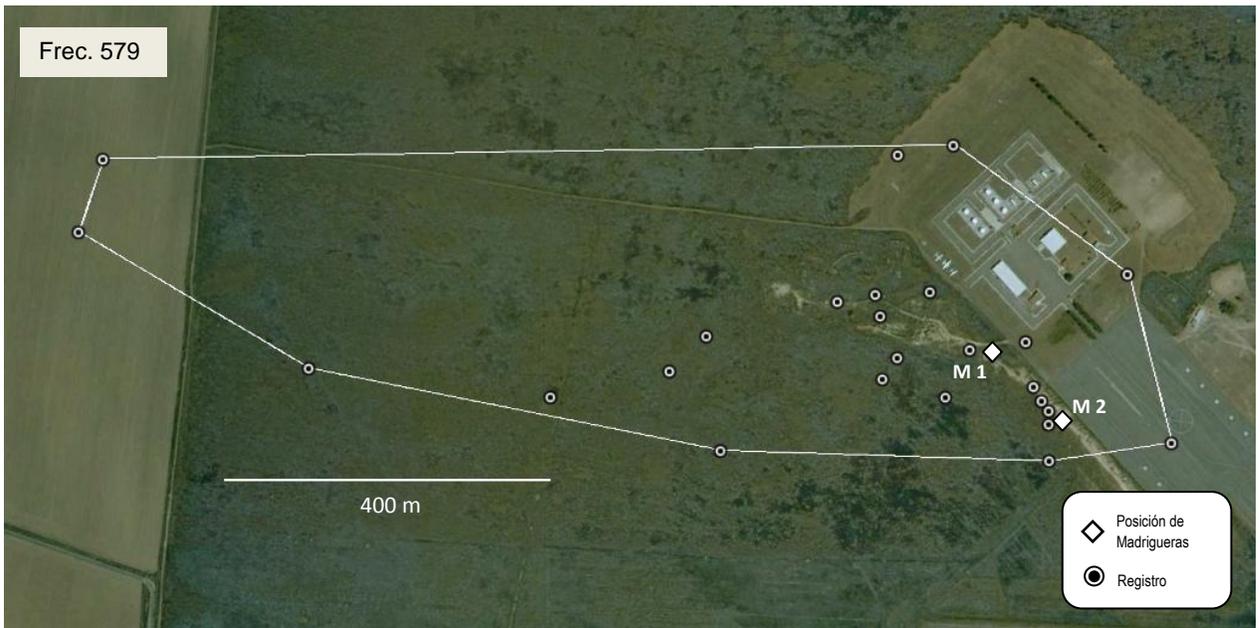


TELEMETRÍA ZAPOPAN 2001 – 2002









TELEMETRÍA ZAPOPAN 2002 – 2003





