



Efecto de la precipitación sobre la productividad del matorral espinoso tamaulipeco disponible para *Odocoileus virginianus*

pág. 3



Año 7 • Volumen 7 • Número 5 • septiembre–octubre, 2014

ECOLOGÍA TRÓFICA DE AVES INSECTIVORAS EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO	9
DIVERSIDAD, DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE MAMÍFEROS EN SANTIAGO COMALTEPEC, OAXACA, MÉXICO	17
MODELADO DEL NIVEL DE TOLERANCIA A LA PRESENCIA DE GRANDES CARNÍVOROS EN UN ÁREA RURAL DE MÉXICO	24
ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL DE FAUNA SILVESTRE, MEDIANTE EL USO DE CÁMARAS-TRAMPA	32
DIVERSIDAD DE AVES EN EL CAMPUS CENTRAL DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO, MÉXICO	37
DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE LA BASE DE PRESAS PARA <i>Panthera onca</i> Y <i>Puma concolor</i> EN UNA RESERVA DE LA BIOSFERA DE MÉXICO	45

y más artículos de interés...

Guía para autores



Estructura

Agroproductividad es una revista de divulgación, auspiciada por el Colegio de Postgraduados para entregar los resultados obtenidos por los investigadores en ciencias agrícolas y afines. En ella se puede publicar información relevante al desarrollo agropecuario, social y otras disciplinas relacionadas, en formato de artículo, nota o ensayo. Las contribuciones son arbitradas y la publicación final se hace en idioma español. La contribución debe tener una extensión máxima de 15 cuartillas, incluyendo las ilustraciones. Deberá estar escrita en Word a doble espacio empleando el tipo Arial a 12 puntos y márgenes de 2.5 cm. Debe evitarse el uso de sangría al inicio de los párrafos. Las ilustraciones serán de calidad suficiente para su impresión en offset a colores, y con una resolución de 300 dpi en formato JPEG, TIFF o RAW.

La estructura de la contribución será la siguiente:

1) Artículos: una estructura clásica definida por los capítulos: Introducción, Resumen, abstract, objetivos, Materiales y Métodos, Resultados y Discusión, Conclusiones y Literatura Citada; 2) Notas, Ensayos y Relatorías: deben tener una secuencia lógica de las ideas, exponiendo claramente las técnicas o metodologías que se transmiten o proponen.

Formato

Título. Debe ser breve y reflejar claramente el contenido. Cuando se incluyan nombres científicos deben escribirse en itálicas.

Autor o Autores. Se escribirán él o los nombres completos, separados por comas, con un índice progresivo en su caso. Al pie de la primera página se indicará el nombre de la institución a la que pertenece el autor y la dirección oficial, incluyendo el correo electrónico.

Cuadros. Deben ser claros, simples y concisos. Se ubicarán inmediatamente después del primer párrafo en el que se mencionen o al inicio de la siguiente cuartilla. Los cuadros deben numerarse progresivamente, indicando después de la referencia numérica el título del mismo (Cuadro 1. Título), y se colocarán en la parte superior. Al pie del cuadro se incluirán las aclaraciones a las que se hace mención mediante un índice en el texto incluido en el cuadro.

Figuras. Corresponden a dibujos, gráficas, diagramas y fotografías. Las fotografías deben ser de preferencia a colores. Se debe proporcionar originales en tamaño postal, anotando al reverso con un lápiz suave el número y el lugar que le corresponda en el texto. La calidad de las imágenes digitales debe ceñirse a lo indicado en la tabla comparativa.

Unidades. Las unidades de pesos y medidas usadas serán las aceptadas en el Sistema Internacional.

Citas libros y Revistas:

Bozzola J.J., Russell L.D. 1992. Electron Microscopy: Principles and Techniques for Biologists. Ed. Jones and Bartlett. Boston. 542 p.

Calvo P., Avilés P. 2013. A new potential nano-oncological therapy based on polyamino acid nanocapsules. *Journal of Controlled Release* 169:10-16

Gardea-Torresdey J.L., Peralta-Videa J.R., Rosa G., Parsons J.G. 2005 Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* 249: 1797-1810.

Tabla comparativa.

Centímetros	Pixeles	Pulgadas
21.59×27.94	2550×3300	8.5×11
18.5×11.5	2185×1358	7.3×4.5
18.5×5.55	2158×656	7.3×2.2
12.2×11.5	1441×1358	4.8×4.5
12.2×5.55	1441×656	4.8×2.2
5.85×5.55	691×656	2.3×2.2
9×11.5	1063×1358	3.5×4.5
9×5.55	1063×656	3.5×2.2





Contenido

3	EFFECTO DELA PRECIPITACIÓN SOBRE LA PRODUCTIVIDAD DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DISPONIBLE PARA <i>Odocoileus virginianus</i>
9	ECOLOGÍA TRÓFICA DE AVES INSECTIVORAS EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO
17	DIVERSIDAD, DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE MAMÍFEROS EN SANTIAGO COMALTEPEC, OAXACA, MÉXICO
24	MODELADO DEL NIVEL DE TOLERANCIA A LA PRESENCIA DE GRANDES CARNÍVOROS EN UN ÁREA RURAL DE MÉXICO
32	ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL DE FAUNA SILVESTRE, MEDIANTE EL USO DE CÁMARAS-TRAMPA
37	DIVERSIDAD DE AVES EN EL CAMPUS CENTRAL DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO, MÉXICO
45	DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE LA BASE DE PRESAS PARA <i>Panthera onca</i> Y <i>Puma concolor</i> EN UNA RESERVA DE LA BIOSFERA DE MÉXICO
51	NICHO ECOLÓGICO DE <i>Mazama temama</i> EN EL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO: IMPLICACIONES PARA SU MANEJO
58	MARCADORES MOLECULARES EN EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE
65	RIESGO DE TRANSMISIÓN DE <i>Mycobacterium avium</i> subespecie <i>paratuberculosis</i> (Map) EN ESPECIES DOMÉSTICAS Y SILVESTRES



ÍNDICE DE REVISTAS MEXICANAS
CONACYT DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA

EBSCO
INFORMATION SERVICES

latindex

USDA

CENGAGE
Learning™

Master Journal List – Thomson Reuters

Es responsabilidad del autor el uso de las ilustraciones, el material gráfico y el contenido creado para esta publicación.

Las opiniones expresadas en este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores, y no reflejan necesariamente los puntos de vista del Colegio de Postgraduados, de la Editorial del Colegio de Postgraduados, ni de la Fundación Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas.

Corrección de estilo: Hannah Infante Lagarda

Maquetación: Alejandro Rojas Sánchez

Portada: Aradero de venados cola blanca. San Luis Potosí.

Fotografía: Michael Calderwood. ©Secretaría de Agricultura y Recursos Hídricos. México - País Ganadero. Primera Edición. 1994.

Suscripciones, ventas, publicidad, contribuciones de autores:

Guerrero 9, esquina Avenida Hidalgo, C.P. 56220, San Luis Huexotla, Texcoco, Estado de México.

Teléfono: 01 (595) 928 4013 jocadena@colpos.mx; jocadena@gmail.com

Impresión 3000 ejemplares.

©Agroproductividad, publicación respaldada por el Colegio de Postgraduados. Derechos Reservados. Certificado de Licitud de Título Núm. 0000. Licitud de Contenido 0000 y Reserva de Derechos Exclusivos del Título Núm. 0000. Editorial del Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, Miembro de la Cámara Nacional de la Industria Editorial Núm. 036.

Impreso en México • Printed in México
PRINTING ARTS MEXICO, S. de R. L. de C. V.
Calle 14 no. 2430, Zona Industrial
Guadalajara, Jalisco, México. C.P. 44940
Fax: 3810 5567
www.tegrafik.com
RFC: PAM991118 DG0

Directorio

Said Infante Gil

Editor General del Colegio de Postgrados

Rafael Rodríguez Montessoro[†]

Director Fundador

Jorge Cadena Iñiguez

Director de Agroproductividad

Comité Técnico-Científico

Colegio de Postgrados—Montecillo

Fernando Clemente S.

Dr. Ing. Agr. Catedrático Fauna Silvestre

Ma. de Lourdes de la Isla

Dr. Ing. Agr. Catedrática Aereopolución

Ángel Lagunes T.

Dr. Ing. Agr. Catedrático Entomología

Enrique Palacios V.

Dr. Ing. Agr. Catedrático Hidrociencias

Jorge Rodríguez A.

Dr. Ing. Agr. Catedrático Fruticultura

Instituto de Investigaciones

Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Manuel R. Villa Issa

Dr. Ing. Agr. Economía Agrícola. Coordinador de Investigación, Innovación y Vinculación

Pedro Cadena I.

Dr. Ing. Agr. Transferencia de Tecnología

Carlos Mallen Rivera

M. C. Director de Promoción y Divulgación

Confederación Nacional Campesina

Jesús Muñoz V.

Dr. Ing. Agr. Agronegocios

Instituto Interamericano de

Cooperación para la Agricultura

Victor Villalobos A.

Dr. Ing. Agr. Biotecnología



Dr. Jorge Cadena Iñiguez

Editorial

Volumen 7 • Número 5 • septiembre–octubre, 2014.

La investigación de la fauna silvestre en México, ha permitido identificar conflictos relacionados con la conservación de las especies, sus hábitats y niveles de tolerancia social con los grupos humanos. Afortunadamente se están incorporando muchos profesionales a este campo de estudio, ayudando a enriquecer con evidencias científicas los criterios para la toma de decisiones que involucran su manejo, oportunidades de aprovechamiento, conservación, o simplemente respeto. El conocimiento de la fauna silvestre se acompaña de investigaciones paralelas que reflejan el estado ecológico de los ambientes, los cuales no están desarticulados con los sistemas de producción agropecuaria ni las áreas urbanas. Sin establecer controversias fallidas de, "quien invadió a quien" es mejor identificar los beneficios que de ella se pueden derivar. **AP AGRO** divulga en este número resultados de investigación en el tema, acotando su amplia gama de posibilidades de trabajo, al conocimiento de algunos eslabones del sistema de fauna silvestre abordando especies diversas y sus interrelaciones. Es prudente recordar por ejemplo, acciones de zoocoria que realizan diferentes especies en la restauración gradual de ecosistemas alterados y su impacto en carga de acuíferos, ciclos hidrológicos, regulación de poblaciones menores que compiten con algunos intereses humanos. En palabras del científico Raúl Valdez, "El mayor incentivo para los profesionales de la fauna silvestre en México es la oportunidad de trabajar con la extensa diversidad vegetal y animal del país y sus paisajes espectaculares, desde los bosques templados y tropicales, pastizales, hábitats acuáticos y desiertos en la gran variedad de gradientes climáticos. Para los especialistas en fauna silvestre es orgullosamente gratificante el poder dedicar sus vidas profesionales a la venturosa búsqueda del conocimiento y servicio en un esfuerzo para asegurar que las generaciones futuras tengan la oportunidad de disfrutar y beneficiarse de los abundantes recursos".

Jorge Cadena Iñiguez
Director de **AP AGRO**

EFECTO DE LA PRECIPITACIÓN SOBRE LA PRODUCTIVIDAD DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DISPONIBLE PARA *Odocoileus virginianus*

EFFECT OF PRECIPITATION OVER PRODUCTIVITY OF THE TAMAULIPAN THORNSCRUB AVAILABLE FOR *Odocoileus virginianus*

**González-Saldívar, F.¹, Uvalle-Sauceda, J.¹, Cantú-Ayala, C.¹, Reséndiz-Dávila, L.¹,
González-Uribe, D.², Olguín-Hernández, C.A.^{3*}**

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Cd. Victoria-Mty. Km 145. A.P. 41. 67 700 Linares, N.L., México. ²Departamento de Estadística y Cálculo, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Periférico Luis Echeverría S/N, Lourdes, 25070, Saltillo, Coahuila de Zaragoza. ³Colegio de Posgraduados, Campus Veracruz, Km. 88.5 Carretera Xalapa-Veracruz, Predio Tepetates entre Puente Jula y Paso San Juan, Veracruz.

***Autor responsable:** augusto.olguin@gmail.com.

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la precipitación sobre la productividad del matorral espinoso tamaulipeco en un área de Nuevo León, México, con el fin de estimar la biomasa relacionada con la alimentación del *Odocoileus virginianus*. Se realizaron muestreos en diferentes estratos de la vegetación utilizando cuadrantes distribuidos al azar en las cuatro épocas del año durante 2012. Con los datos obtenidos se determinó la capacidad de carga animal óptima del área, para evitar daños al ecosistema. Los resultados indicaron que en primavera se registró la mayor producción de biomasa en materia seca disponible para *O. virginianus* estimada en $1.051 \text{ ton ha}^{-1}$, mientras que para verano y otoño se registró un descenso cercano al 50% (0.67 y 0.61 ton ha^{-1} , respectivamente), y de hasta una tercera parte (0.37 ton ha^{-1}) en invierno. Lo anterior fue atribuido a su relación con la precipitación en la zona de estudio, determinando que la capacidad de carga animal estimada, es de un venado por cada 2.8 ha^{-1} en primavera, un venado por 4.4 ha^{-1} y 4.8 ha^{-1} para verano y otoño respectivamente, y 8 ha^{-1} en invierno.

Palabras claves: caracterización del hábitat, matorral espinoso tamaulipeco, venado.

ABSTRACT

The effect of precipitation on productivity of the tamaulipan thornscrub in an area of Nuevo León, México, was evaluated, with the goal of estimating the biomass related with food for *Odocoileus virginianus*. Samples were performed in different strata of the vegetation using quadrants distributed randomly during the four seasons of the year in 2012. With the data obtained, the carrying capacity was calculated. Results indicated that the highest biomass production in



dry mass available for *O. virginianus*, estimated at 1.051 ton ha⁻¹, was recorded for spring, while a decrease close to 50 % was recorded for summer and fall (0.67 and 0.61 ton ha⁻¹, respectively), and of up to a third (0.37 ton ha⁻¹) for winter. This was attributed to its relation with precipitation in the study zone, determining that the animal load capacity estimated is of one deer per 2.8 ha⁻¹ in spring, one deer every 4.4 ha⁻¹ and 4.8 ha⁻¹ in summer and fall, respectively, and 8 ha⁻¹ in winter.

Keywords: characterization of habitat, tamaulipan thornscrub, deer.

INTRODUCCIÓN

En México existen ocho tipos de comunidades vegetales divididas a su vez en 35 tipos de vegetación (SEMARNAT, 2000), dentro de las cuales se encuentran los matorrales de zonas áridas y semiáridas con 10 tipos de diferentes. El Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET), es un tipo de vegetación endémica en la zona Noreste de México cuya extensión se ha reducido gradualmente debido al cambio de uso del suelo que responde a actividades agrícolas y ganaderas. Lo anterior resalta la importancia de estudiar los cambios en su cobertura, estructura y composición, con el fin de entender su condición primaria y secundaria, así como estimar los niveles de producción primaria de las especies dominantes lo largo del año.

Muchas especies contenidas en el MET, se han adaptado con cambios fisiológicos y morfológicos tales como, abscisión temprana de las hojas, reducción del área foliar, sistema radicular, acumulación cerosa en la epidermis, reducción de la pérdida de agua por cierre estomático y acumulación de solutos orgánicos e inorgánicos (Newton *et al.*, 1991). Estas características hacen que el MET sea un tipo de vegetación muy resistente a escases de agua, situación aunada a que al encontrarse en áreas con geografía plana propiciando la producción de forraje (alimento) disponible para la ganadería extensiva (caprino, bovino y ovino) y fauna silvestre (venado cola blanca). Sin embargo, esta actividad ha generado sobrepastoreo provocando la pérdida de las especies nativas con alto valor nutricional, dando paso a la modificación en la composición florística y la estructura de la formación vegetal, siendo reemplazadas las especies nativas por otras de menor calidad y por especies invasoras exóticas (Bailey *et al.*, 1996; Turner, 1999; Morici, 2006). Por tal razón, el objetivo del presente estudio fue de caracterizar la estructura de la vegetación y determinar la capacidad de producción primaria aprovechable (biomasa vegetal) de las especies dominantes del MET primario y secundario, y con ello generar propuestas de manejo que ayuden a la conservación y manejo de especies presentes en estas áreas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y localización del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Unidad de Manejo y Conservación de la Vida Silvestre denominada "Centro de Mejoramiento Genético del Venado Cola

Blanca", ubicada en el Centro de Investigación y Producción Agropecuaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León (CIPA-UANL) (Figura 1), en el Km 145 de la Carretera Monterrey-Ciudad Victoria (24° 47' N; 99° 32' O), a una altitud promedio de 350 m. El tipo de clima predominante es subtropical y semiárido con verano cálido, temperatura media mensual entre 14.7 °C en enero y 22.3 °C en agosto; aunque se registran niveles de 45 °C durante el verano. La precipitación media anual es cercana a 800 mm ocurriendo durante los meses de mayo, junio y septiembre (Köppen, 1938 modificado por García, 1988). El área tiene una extensión de 958 hectáreas, de las cuales 400 hectáreas son agrícolas, 293 de pastizales cultivados y 265 de MET. El área registra una carga promedio de 135 unidades animales (ganado Simmental). La vegetación predominante es el MET (SPP-INEGI, 1986), se caracteriza por la dominancia de arbustos de porte bajo y alto (de 2 a 6 m) tales como, *Acacia rigidula*, *A. berlandieri*, *Bernardia myricaefolia*, *Celtis pallida*, *Cordia boissieri*, *Diospyros texana*, *Festuaria angustifolia*, *Eysenhardtia polystachya*, *Karwinskyia humboldtiana*, *Havardia pallens*, *Zanthoxylum fagara* y *Viguiera stenoloba*, (Figura 2 A) especies preferidas por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Foroughbakhch y Heiseke, 1990; Rzedowski, 2006), que generalmente son deciduos y espinosos (Reyes, 1989).

Estimación de la producción de biomasa

Se realizaron visitas mensuales durante las cuatro estaciones del año, y utilizó el método de Adelaide o Método de referencia de mano (Foroughbakhch *et al.*, 1996) para la

estimar la producción de biomasa en árboles y arbustos por estación (Figura 2 B). Este método consiste en escoger una rama (a la que se le denomina unidad de referencia) que sea representativa en forma y densidad foliar a la especie de interés, posteriormente se hace un recorrido alrededor del árbol o arbusto y se toman en cuenta el número de unidades de mano equivalentes que contendría cada uno de los individuos muestreados (Forouhbakhch *et al.*, 1996).

Para llevar a cabo lo anterior, se categorizó la vegetación en tres estratos (alto, medio y bajo). Para el primero se cortó la biomasa de las plantas mayores de 1.5 m de alto, dentro de una parcela de 50 m². En el estrato medio se cortó la biomasa aprovechable de las especies con altura mínima de 0.31 m hasta un máximo de 1.5 m de alto dentro de una parcela de 25 m²; y para el caso del estrato bajo se realizó el corte total en todas las especies ubicadas a una altura de 0.3 m en dos parcelas de 1 m² seleccionadas al azar en cada punto de muestreo (Olguín, 2005; Serra, 2006). Posteriormente la muestra de referencia unitaria de cada especie vegetal presente en las parcelas se identificó taxonómicamente y fue secada en una estufa de aire forzado a 65 °C, con la finalidad de obtener el peso constante del material vegetal colectado en campo y con ello poder realizar la estimación de la producción de biomasa seca (Olguín, 2005; Serra, 2006).



Figura 1. Ubicación del Centro de Mejoramiento Genético del Venado Cola Blanca (*Odocoileus virginianus*) en Linares, Nuevo León, México.

Estimación de la capacidad de carga

Se utilizó la fórmula adaptada de Gallina y Chargoy (1987): $CCV = \frac{(pv)(fv)}{(cv)(tv)}$. Dónde: CCV: Capacidad de carga. fv: Factor de utilización para no poner en riesgo la condición del hábitat, considerando como factor 0.60. pv: Biomasa disponible en determinada época del año. cv: Consumo total de una unidad animal. tv: Tiempo de consumo. Para esta variable, solo se tomaron en cuenta las plantas preferidas por el venado cola blanca que registran algunos autores (Gallina, 1993; Halls, 1984; Luévano *et al.*, 1991; Ramírez *et al.*, 1997 y Villarreal, 1999). Los resultados obtenidos se agruparon por tipo de vegetación y época de muestreo para su análisis estadístico. El consumo voluntario diario por animal, que es la cantidad de materia seca consumida

Figura 2. A: Vegetación típica de MET con predominancia de *Acacia farnesiana*, *A. berlandieri*, *Celtis pallida*. B: Muestreo en las parcelas para estimación de biomasa.



cada día se determinó en base a la tasa metabólica del alimento, que es de un 3% de materia seca diaria, por el peso animal durante el año (Minson, 1990).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de alimento por estación del año

Los resultados obtenidos mostraron una producción de 1.051 toneladas ha^{-1} para la estación de primavera (39% de las cuatro estaciones), en verano y otoño la producción de forraje fue muy similar con 0.670 y 0.607 toneladas ha^{-1} (24.87% y 22.55% respectivamente) y para invierno la biomasa disponible fue de 0.366 toneladas ha^{-1} (13.58 % del total producido durante las cuatro estaciones del año). Es importante mencionar que de acuerdo a la producción de biomasa total, esta nunca será consumida en su totalidad ya que existen partes de la planta que no son tan palatables, por esta razón esta producción se dividió entre cuatro, ya que solamente una cuarta parte es la que realmente puede ser utilizada para su consumo (González, 1996). El Cuadro 1 muestra la biomasa disponible que de acuerdo con Gallina (1993), Halls (1984), Luévano *et al.* (1991), Ramírez *et al.* (1997) y Villarreal (1999) corresponde a las plantas de mayor preferencia para el venado cola blanca dentro en el MET (Figura 3).

En general, en el presente estudio se identificó que el MET tiene una producción total de biomasa disponible de 2.694 $t ha^{-1} año^{-1}$, con 673.5 $kg ha^{-1}$ por época, similar a lo reportados por Heiseke (1984), con valores de 2.68 $t ha^{-1} año^{-1}$ para un área de Linares, Nuevo León, México, pero menor a lo citado por Reséndiz (2012) (2.88 $t ha^{-1} año^{-1}$) y cercano a lo registrado por Olguín (2005) en la misma vegetación en el área de Tamaulipas con 4.21 $t ha^{-1} año^{-1}$. Lo anterior fue atribuible a que la



Figura 3. Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en instalaciones del Centro de Mejoramiento Genético Linares, Nuevo León, México.

zona presenta épocas de lluvia bien definidas, el clima es semi-seco extremadamente cálido con pocas lluvias en verano y precipitación invernal entre 5 y 10.2 mm, y media anual cercana a 806 mm. Siendo las épocas de mayor precipitación las de primavera y otoño (mayo y septiembre) con 101.6 mm y 174 mm, respectivamente, seguida de una época de sequía severa en los meses de verano, una evaporación doble de la precipitación (1,582.4 mm), con presencia de días con heladas que producen mayor pérdida en las hojas de las plantas, factor que incide en la disminución en la producción de biomasa en dichas épocas (Cuadro 2).

Se observa un marcado descenso en la producción de biomasa en el invierno, una de las épocas críticas para las especies silvestres, y comparando estos resultados con los de Olguín (2005) quien registró 2.5 $t ha^{-1}$ de biomasa para una área de Tamaulipas en la época de invierno, cifra diferente a lo encontrado en este estudio (2.134 $t ha^{-1}$) atribuido a que en la primera se realizó en una UMA (Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre) que contaba con más de 10 años de manejo silvopastoril, además de mayor precipitación anual, lo cual ha proporcionado mayor producción de alimento a la fauna silvestre nativa presente en el área, y a algunas especies exóticas.

Cuadro 1. Producción de biomasa disponible con las especies preferidas del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en Linares, Nuevo León, México.

Época	Biomasa total ($t ha^{-1}$)	Biomasa consumible ($t ha^{-1}$)
Primavera	1.051	0.262
Verano	0.670	0.167
Otoño	0.607	0.151
Invierno	0.366	0.091
Total	2.694	0.671

Nota: Los valores son expresados en toneladas por hectárea.

Estimación de la capacidad de carga del área

Respecto a la capacidad de carga para el área de estudio, se encontró que la estación de primavera es la que mayor capacidad puede sustentar, encontrando un valor de 2.8 hectáreas para soportar un animal, haciendo suponer que en dicha estación el predio puede alimentar un promedio de 95 venados considerando la superficie

Cuadro 2. Producción de biomasa total y biomasa consumible por estrato en el área del MET en Linares, Nuevo León, México.

Estrato \ Época	Primavera t ha ⁻¹		Verano t ha ⁻¹		Otoño t ha ⁻¹		Invierno t ha ⁻¹	
	BT	BC	BT	BC	BT	BC	BT	BC
Alto	0.652	0.326	0.350	0.175	0.348	0.174	0.151	0.075
Medio	0.086	0.043	0.080	0.040	0.079	0.039	0.122	0.061
Bajo	0.313	0.157	0.240	0.120	0.180	0.090	0.093	0.047
Total	1.051	0.525	0.670	0.335	0.607	0.303	0.366	0.183

BT = Producción de Biomasa Total, BC = Producción de biomasa consumible.

total. En el caso opuesto la producción encontrada en la estación de invierno, se estimó que se requieren 8 hectáreas para soportar un venado, lo cual equivale a aumentar un 286% la superficie requerida por animal. Haciendo la extrapolación al área de estudio, el predio solo puede dar sustento a un total de 33 venados en la estación de invierno. Para las dos estaciones restantes (verano y otoño) se obtuvieron valores de 4.4 y 4.8 hectáreas por animal (60 y 55 venados por estación, respectivamente). Estas fluctuaciones a lo largo del año hacen ver que se deben de tomar acciones y decisiones de manejo que coadyuven a conservar los recursos forrajeros de este tipo de hábitat.

Haciendo el balance de lo anterior, se puede estimar una carga animal promedio anual del predio de 60 venados, por lo tanto se requiere un área de 4.4 ha⁻¹ por animal. Sin embargo siendo más estrictos con relación a la producción de biomasa disponible para los venados (1/4 parte del total) se recomienda una población de 33 venados para el predio, es decir un venado por cada 8 ha⁻¹. Comparando con Olguín (2005), quien registra capacidades de carga que van desde 1.9 ha⁻¹ hasta 3.8 ha⁻¹ por venado, se sugiere que puede deberse a que su área de estudio se encuentra en la Laguna Madre cuya ubicación adyacente a la costa del Golfo de México, le confiere mayor régimen de lluvia, aunado a 10 años de manejo silvopastoril, mientras que el MET es prístino con poco disturbio.

CONCLUSIONES

Existen variaciones importantes en la producción de biomasa a lo largo del año en el ecosistema MET, atribuidas principalmente al régimen de lluvias, sugiriendo que se deben implementar en el área, acciones de suplementación para el venado cola blanca en las estaciones críticas del año. Para evitar

la competencia con el ganado doméstico en el "Centro de Mejoramiento Genético del Venado Cola Blanca", se requiere realizar un manejo que conlleve a tener una capacidad de carga adecuada, como lo pueden ser la rotación de potreros, suplementación de pasturas a los animales, más aún en épocas críticas como lo es el invierno, época que coincide con el periodo reproductivo del venado cola blanca.

LITERATURA CITADA

- Bailey D.W., Gross J.E., Laca E.A., Rittenhouse L.R., Coughenour M.B., Swift D.M., Sims P.L. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal Range Management* 49: 386-400.
- Forouhbakhch R., Diaz R.G., Hauad L.A., Badii M.H. 1996. Three Methods of Determining Leaf Biomass on Ten Woody Shrub Species in Northeastern Mexico. *Agrociencia*. 30: 3-24.
- Foroughbakhch R., Heiseke D. 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. *Reporte Científico No. 19*. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 28 pp.
- Gallina S., Chargoy C. 1987. Calidad forrajera y capacidad de carga de la vegetación nativa de la Reserva de la Biosfera La Michilia para venados y bovinos. UACH-CONACYT-IE (Informe Técnico).
- Gallina S. 1993. White-tailed deer and cattle diets in La Michilia, Durango, Mexico. *Journal Range Management*. 46(6): 487-492.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, México, Offset Larios, 217 p.
- González S.FN. 1996, Evaluación de Recursos Forestales, Capítulo de Evaluación del Recurso fauna silvestre. Posgrado, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 128 pp.
- Halls K.L. 1984. White-Tailed Deer (Ecology and Management). *Wildlife Management Institute Book*. Stackpole Books. 870 pp.
- Heiseke D. 1984. Regeneración por rebrotos en dos tipos de matorral subinerme de la región de Linares, N.L. Facultad de Silvicultura y Manejo de Recursos



- Renovables. UANL. México. 17 pp.
- Heiseke D., Foroughbakhch R. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte Científico No- 1. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, México. 25 pp.
- Luévano E.J., Mellink B., García E., Aguirre J. 1991. Dietas veraniegas de venado cola blanca, jabalí de collar, cabra y caballo en la Sierra de la Mojonera, Venegas, San Luis Potosí. Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables 1(3):105-122.
- Minson J.D. 1990. Forage in Ruminant Nutrition. Academic Press. San Diego, CA. USA. 483 pp.
- Morici E., Muiño W., Ernst R., Poey S. 2006. Efecto de la distancia a la aguada sobre la estructura del estrato herbáceo en matorrales de *Larrea* sp., pastoreados por bovinos en zonas áridas de Argentina. Archivos de Zootecnia 55: 149-159.
- Newton R.J., Funkhouser E.A., Fong F., Tauer C.G. 1991. Molecular and physiological genetics of drought tolerance in forest species. Forest Ecology and Management 43:225-250.
- Olguín H.C.A. 2005. Determinación de la competencia alimentaria entre el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* Zimmerman, 1780) y tres herbívoros exóticos en el Rancho Los Ébanos, Matamoros, Tamps. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 169 pp.
- Ramírez L.R., Quintanilla J.B., Aranda J. 1997. White-tailed deer food habits in northeastern Mexico. Small ruminant Research. 25:141-146
- Reséndiz D.L. 2012. Caracterización de la vegetación de una porción del matorral submontado y su capacidad de carga animal en Linares, N.L. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 81 pp.
- Reyes R.G. 1989. Comparación de métodos indirectos para la estimación de biomasa forrajera en diez especies arbustivas y arbóreas en un matorral de la región de Linares, Nuevo León. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 58 pp.
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp
- SEMARNAT. 2000 RPT74II.1.7 Vegetación. http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/estadisticas_2000/naturaleza/estadistica-am/informe/acrobat/capituloll-1-7.pdf. 15/04/2014. 2:30 pm.
- Serra-Ortiz M.A. 2006. Evaluación del Hábitat y Modelo de Índice de Disponibilidad del Hábitat del Venado Bura (*Odocoileus hemionus eremicus*) y Venado Cola Blanca (*Odocoileus virginianus couesi*), Sonora, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 169 pp.
- SPP-INEGI. 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Secretaría de Programación y Presupuesto. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. 170 pp.
- Turner M.D. 1999. Spatial and temporal scaling of grazing impacto n the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. Journal Arid Environment 41:277-297.
- Villarreal J. 1999. El venado cola blanca; manejo y aprovechamiento cinegético. Unión Ganadera Regional de Nuevo León. 401pp.



ECOLOGÍA TRÓFICA DE AVES INSECTÍVORAS EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

TROPHIC ECOLOGY OF INSECTIVOROUS BIRDS IN A NATURAL PROTECTED AREA IN SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

Pineda-Pérez, F.E.¹; Ugalde-Lezama, S.^{2*}; Tarango-Arámbula, L.A.³;
Lozano-Osornio, A.⁴; Cruz-Miranda, Y.⁵

^{1,2*}⁵Área de Recursos Naturales. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Km. 38.5 Carretera México. C. P. 56230. Chapingo, México.³Campus San Luis Potosí. Colegio de Post-graduados. Iturbide No.73. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. C. P. 78600. ⁴Instituto de Enlaces Educativos A.C. Rinconada Camino a Santa Teresa No. 1040. Oficina 702. México, D.F. C. P.

***Autor Responsable:** biologo_ugalde@hotmail.com

RESUMEN

Para determinar las técnicas de cacería, sustratos de alimentación y comportamientos de segregación por la avifauna de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra-Tanchipa, San Luis Potosí, México, se realizó un monitoreo de aves durante el verano del año 2013 con la técnica de búsqueda intensiva con selección focal. A la información sobre técnicas de cacería y sustratos de alimentación, se le aplicó un análisis de correspondencia simple, y a la de comportamientos de segregación, un análisis de conglomerados. Se registraron 21 especies, 18 géneros y ocho familias, además de 42.6% y 53.3% de inercia en las técnicas de cacería y sustratos de alimentación respectivamente. Respecto a los comportamientos de segregación, la especie con mayor interacción en los nichos ecológicos fue *Icterus cucullatus* ($e=0.331$) y las de menor participación fueron *Tiaris olivaceus*, *Tharupis episcopus*, *Myiarchus tuberculifer*, *Icterus galbula*, *Campostoma imberbe* ($e=0.117$). Los índices de frecuencia mostraron mayor utilización de las Ramas y técnica de Colecta. El análisis de los comportamientos y sustratos no indicaron diferencia significativa en las especies con relación a la utilización de éstos ($p\text{-Value}<0.001$).

Palabras clave: Aves, nichos alimenticios, asociación, relaciones interespecíficas.

ABSTRACT

In order to determine the hunting techniques, food substrates and segregation behaviors of bird life in the Biosphere Reserve Sierra del Abra-Tanchipa, San Luis Potosí, México, bird monitoring was performed during the summer of 2013, using the technique of intensive search with focal selection and assessing the information about hunting techniques and food substrates, through an analysis of simple correspondence and segregation behaviors, with conglomerate analysis. A total of 21 species, 18 genera and eight families were recorded, in addition to 42.6 % and 53.3 % of inertia in the hunting techniques and food layers, respectively. With regard to the segregation behaviors, the species with highest interaction in ecological

niches was *Icterus cucullatus* ($e=0.331$) and those with the lowest participation were *Tiaris olivaceus*, *Tharupis episcopus*, *Myiarchus tuberculifer*, *Icterus galbula*, *Camptostoma imberbe* ($e=0.117$). Frequency indexes showed greater use of the Branches and Collection technique. The analysis of behaviors and substrates did not indicate a significant difference between species with regard to their use ($p\text{-Value}<0.001$).

Keywords: birds, food niches, association, interspecific relations.

INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de alimento para las aves insectívoras depende de la diversidad vegetal y la disponibilidad de biomasa (Erwin, 1982). Por ello, los gremios tróficos de aves insectívoras utilizan diversas técnicas de cacería en función de la disponibilidad de alimento, las cuales varían desde la cacería en vuelo hasta la excavación en madera (Morse, 1971; Howe, 1984a; Gill, 1990; Ricklefs, 1990), donde las relaciones intra e inter específicas parecen jugar un rol preponderante en la coexistencia trófica entre especies (Hutto, 1992). La composición vegetal determina la diversidad florística, la cual junto con heterogeneidad del ambiente, proporcionan nichos ecológicos específicos; particularmente alimenticios (MacArthur 1958). Estos nichos ofrecen una gama de productos alimenticios para las aves; particularmente insectos de tallas y contenido energético diferentes. La teoría del forrajeo óptimo señala que las aves emplean técnicas de cacería que implican menor gasto energético en la procuración de alimento y les retribuya el mayor aporte nutrimental (Charnov, 1976b); asimismo, determina la migración, el éxito reproductivo y el gasto de crianza de polluelos como lo mencionan Keast y Morton (1980), Gradwohl y Greenberg (1982), Smythe (1982), Hagan y Johnson (1992), Poulin y Lefebvre (1996) y Johnson *et al.* (2005); y en la hipótesis del gasto de crianza, la cual señala, que durante la etapa de reproducción, los individuos buscan abastecerse de presas grandes y de contenido energético óptimo para llevar a cabo sus funciones reproductivas.

Una zona importante en el mantenimiento de la avifauna es la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT) que exhibe una composición de bosques maduros y fragmentados (CONANP, 2013), a pesar de que

están sujetos a diversas coacciones ambientales; tales como, el cambio de uso del suelo por expansión agrícola, saqueos de los recursos naturales de la zona, como la extracción de madera, especies ornamentales y faunísticas, reduciendo de esta manera la biodiversidad de la región (Mballa *et al.*, 2011). Lo anterior, ha impactado a la diversidad biológica y específicamente a la avifauna del lugar con disminución de sus poblaciones y colocando a algunas de ellas en alguna categoría de riesgo (SEMAR-NAT, 2010; UICN, 2014; CITES, 2014). La avifauna juega un papel ecológico fundamental ya sea como controladores biológicos de insectos plaga forestales, dispersoras de semillas, polinizadoras, y son parte de eslabones en cadenas tróficas que sustentan procesos ecológicos de relevancia. Es imperativo señalar que existen pocos estudios que abordan la determinación de dietas y técnicas de cacería de aves (Cueto y López de Casanave, 2002; Thiollay, 2003; Adamík y Korňan, 2004; Lešo y Kropil, 2007; Somasudaran y Vijayan, 2008); sin embargo, en esta región de México, no existen estudios sobre técnicas de alimentación para inferir la ecología trófica de las aves a nivel de comunidades; o que hayan considerado las relaciones inter específicas desde el punto de vista trófico, o bien, que hayan considerado la preferencia por diferentes sustratos de alimentación. Con base en lo anterior, se realizó la descripción ecológica de la coexistencia trófica de la avifauna en un área natural protegida, en términos de técnicas de cacería empleadas y sustratos de alimentación.

MATERIALES Y METODOS

La RBSAT se ubica en la porción septentrional de los municipios de Ciudad Valles y Tamuín, en San Luis Potosí, México, con limitación geográfica al norte con la frontera de Tamaulipas y con el nacimiento del río Tantoán, en un área de $21,464 \text{ ha}^{-1}$ y una zona núcleo de $16,758 \text{ ha}^{-1}$. Se ubica a los $22^{\circ} 24' 14''$ y $22^{\circ} 05' 05''$ N, y $99^{\circ} 03' 00''$ y $98^{\circ} 54' 42''$ O; ocupa la porción media-este de la Sierra Madre Oriental, una de las principales cadenas montañosas del país, que junto con la Sierra de la Colmena al oeste y la Sierra de Cuchillas al norte constituyen el límite boreal de los bosques neo tropicales de la vertiente del Golfo de México (CONANP, 2013).

Muestreo y monitoreo de aves

Se eligieron tres zonas con diferente uso de suelo: 1) zona fragmentada, 2) zona agrícola y 3) zona conservada. En ellas se estableció un diseño de muestreo sistemático a conveniencia. Las variables registradas de interés fueron: Especie (Utilizando guías estándar: Natio-

nal Geogrphic Society (2002); Peterson y Chalif (1989); VannPerlo (2006); Kenn Kauffman (2005)); Técnica (mediante los criterios establecidos por: Slobodchikoff y Schulz, 1980; Fitzpatrick, 1981; Szaro y Jakle, 1982; Elgar et al., 1983; Remsen y Robinson, 1990) y Sustrato de alimentación, dichos registros se realizaron mediante observación (empleando binoculares marca Eagle Optics de 24x42) utilizando la búsqueda intensiva (Ralph et al., 1996) este método consistió en recorrer el área en búsqueda de aves, de esta manera se lograron observar aquellas especies de aves con hábitos conspícuos y silenciosos. El muestreo focal (Altmann, 1974; Altman y Altman, 2003) consistió en registrar solamente a las aves que estuviesen exhibiendo alguna de las variables de interés por más de 20 segundos; el recorrido se realizó en transeptos ubicados sobre cada una de las zonas, con distancias de 1000 m y rangos variables durante períodos de observación de 20 min.

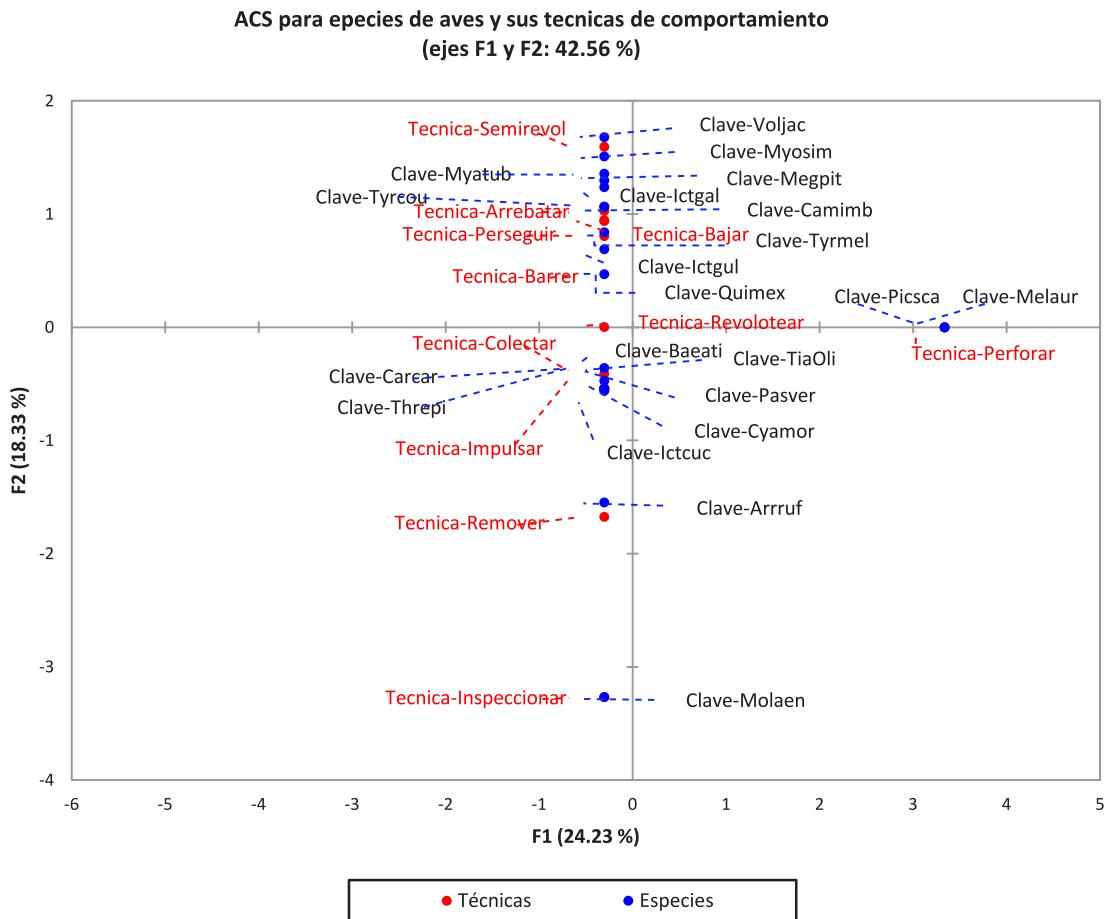
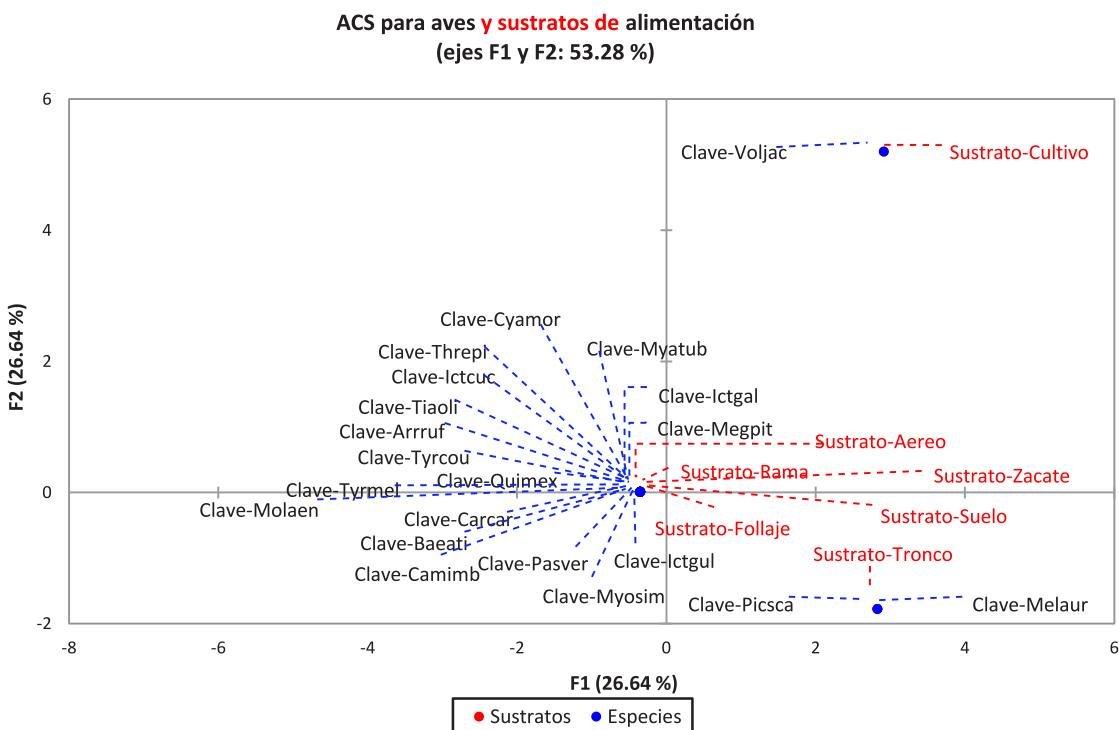
Para las relaciones tróficas se realizó un análisis de correspondencias simples (Benzécri, 1984; Greenacre, 2002; Härdle y Simar, 2007) donde se evaluaron las relaciones entre las diferentes especies de aves, sus técnicas de forrajeo (colectar, perseguir, bajar, impulsar, arrebatar, barrer, perforar, inspeccionar, remover, revolotear, semirevolotear) y sustratos compartidos (rama, follaje, tronco, suelo, cultivo, zacate y aéreo), estos se realizaron con XLSTAT de Addinsoft Versión 2013.4.07. Para determinar la relación entre individuos y evaluar si se presentan también comportamientos de segregación trófica a niveles interespecíficos se realizó un análisis de conglomerados (Statistica de StatSoft v.7, 2004). Se utilizaron frecuencias de observación (FO) de Curts (1993) con modificaciones en la fórmula para el presente estudio; con ellas se evaluaron las técnicas y sustratos más utilizados. Para determinar las posibles diferencias significativas entre sustratos y comportamientos utilizados por aves se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ utilizando el software XLSTAT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El ACS en la relación ave-técnica de cacería, muestra una asociación entre las especies de aves insectívoras y las técnicas de alimentación. Las dos primeras dimensiones representan el 42.56% de la inercia total, reconociéndose conjuntos definidos de las especies de aves que muestran una tendencia en 11 grupos particulares (Figura 1). Algunas especies solo utilizan algunas de las técnicas pero con mayor frecuencia

el de "colectar", puesto que muchas de las especies tienen pico grueso, esto lo explica Colorado (2004) y Montaldo (2005) quienes han analizado cómo la morfometría del pico y patas son determinantes para la adquisición de presas. Asimismo, Charnov (1976a) y Pyke et al. (1977) hablan de la existencia de una condicionante en la cual para evitar un mayor gasto energético, los individuos se abastecen de las presas a su alcance obteniendo una contribución a su dieta necesaria para funciones fisiológicas. Hay estudios que coinciden con lo reportado en el presente estudio en cuanto a la técnica de "colectar", (en inglés Glenn o Glenny), quienes a pesar de diferir en hábitats, países y especies, este comportamiento fue el más utilizado (Cueto y López de Casanave, 2002; Adamík y Korňan, 2004); sin embargo otros estudios contrastan puesto que sus especies nos son precisamente insectívoras sino que mantienen dietas más versátiles (O'Donnell y Dilks, 1994; Somasundaram y Vijayan, 2008), razón por la cual hubo una distribución en la utilización de otras técnicas; como por ejemplo, un estudio realizado para especies que mantienen nichos muy específicos como los troncos (Morrison et al., 1987), en el cuál la técnica más frecuente es perforar. Otra diferencia es la clasificación de las técnicas, ya que las que son parecidas entre si se clasifican como una sola reduciendo el número de éstas registradas.

El ACS en la relación ave-sustrato de alimentación, mostró estrecha asociación entre las especies de aves insectívoras y sustratos. Las dos primeras dimensiones representaron el 53.28% de la inercia total, reconociéndose conjuntos definidos de las especies de aves que muestran una tendencia con siete grupos de sustratos utilizados (Figura 2). El sustrato de mayor utilización según el análisis tendenciales fue el "follaje", este resultado es similar a lo reportado por Cueto y López de Casanave (2002); Thiollay (2003); Somasudaran y Vijayan (2008), a pesar de no ser la misma región climática, una razón podría ser la argumentada por Thiollay (2003) quien señala que este nicho trófico no solo sirve para la adquisición de alimento sino que además proporciona protección y cobertura para aquellas aves que presentan un comportamiento gregario y/o solitario. Una diferencia con lo reportado por Lešo y Kropil (2007) y los resultados de esta investigación, es la mención de hojas y "cogollos" (parte apical de la rama) como las áreas más utilizadas para la obtención de insectos; sin embargo, este estudio se desarrolló en un bosque con condiciones totalmente diferentes.

**Figura 1.** Asociación entre especie de ave y técnica de cacería.**Figura 2.** Gremios conformados por sustrato y por especie de ave.

El análisis de conglomerados en la relación aves-interacciones, muestró una tendencia en formar siete grupos de aves con similitudes ($e=0.0199$); sin embargo, entre ellos conformaron tres gremios interespecíficos ($e=0.10685$, $e=0.04110$, $e=0.01979$) (Figura 3).

Los gremios interespecíficos identificados dan matices en los ecosistemas y se distribuyen horizontal y verticalmente. Lešo y Kropil (2007) y Somasudaran y Vijayan (2008) reportan la agrupación de estos gremios interespecíficos, observando esta tendencia en sus resultados por afiliación y similitud entre las técnicas y los sustratos que ellos reportan; sin embargo Lešo y Kropil (2007) para evitar una formación de más grupos omitieron especies que tenían menos de 20 registros; que para esta investigación no fue necesario por contar con un ajustado número de muestras.

Para los índices de frecuencias de observación en relación a 21 especies de aves, sus técnicas de

alimentación y sustratos utilizados, se obtuvieron gráficos del porcentaje de uso de las diferentes técnicas de cacería por las especies de aves. La técnica "colectar" registró 100% de utilización por cuatro especies; "perseguir" obtuvo 100% para dos especies además de tener presencia en el comportamiento de otras aves; mientras que para sustratos; las "ramas" fue el nicho ecológico donde cuatro especies de aves tuvieron el 100% de su actividad; después el "follaje" con presencia del 100% en una especie, además de su utilización por otras nueve aves más; mientras que el sustrato "aéreo" en tres especies más con 100% de utilización (Cuadro 1; Figura 4). Las pruebas de Kruskal Wallis para técnicas de cacería y sustratos de alimentación utilizada por aves insectívoras, no presentaron diferencias significativas entre ellas ($p\text{-Value} < 0.001$).

CONCLUSIONES

La técnica de cacería más frecuente fue colectar y el sustrato alimenticio

más utilizado el follaje. Se determinó que existe competencia interespecífica en la utilización de nichos, lo cual puede provocar presión negativa en la ecología trófica a nivel de comunidades.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP-RBSAT) por el apoyo y facilidades para el presente trabajo, a la comunidad Ejido "Laguna del Mante" y Autoridades de dicho Ejido, por su apoyo y asistencia durante el trabajo en Campo, especialmente C. Lorenzo Rodríguez y familia.

LITERATURA CITADA

- Adamík P., Korňan M. 2004. Foraging ecology of two bark foraging passerine birds in an old-growth temperate forest. *Ornis Fennica* 81:13-22 pp.
- Addinsoft. 2013. *XLSTAT* your data analysis solution. Version 2013.4.07.
- Altmann J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49:227-267 pp.
- Altman S.A., Altman J. 2003 . The transformation of behavior field studies. *Animal Behaviour*, 65: 413-423 pp.
- Benzécri F. 1984. *Pratique de l'analyse des données. Analyse des correspondances et classification. Exposé élémentaire*. Paris, Dunod. 640 p.
- Blest A.D. 1956. Protective coloration and animal behavior. *Nature* 178: 1190-1191pp.
- Brotons L. 1997. Changes in foraging behavior of the Coal Tit *Parus ater* due to snow cover. *Ardea* 85 (2): 249-257 pp.
- Brower L.P. 1963. Mimicry, a symposium. Proc XVI, *Intern. Zool. Congr.*: 145-186pp.
- Charnov E.L. 1976a. Optimal foraging; attack strategy of a mantid. *Am. Nat.*, 110: 141-151 pp.
- Clout M.N., Hay J.R. 1989. The importance of birds as browsers, pollinators and seed dispersers in New Zealand forest. *New Zealand and Journal of ecology*, 12:27-33 pp.

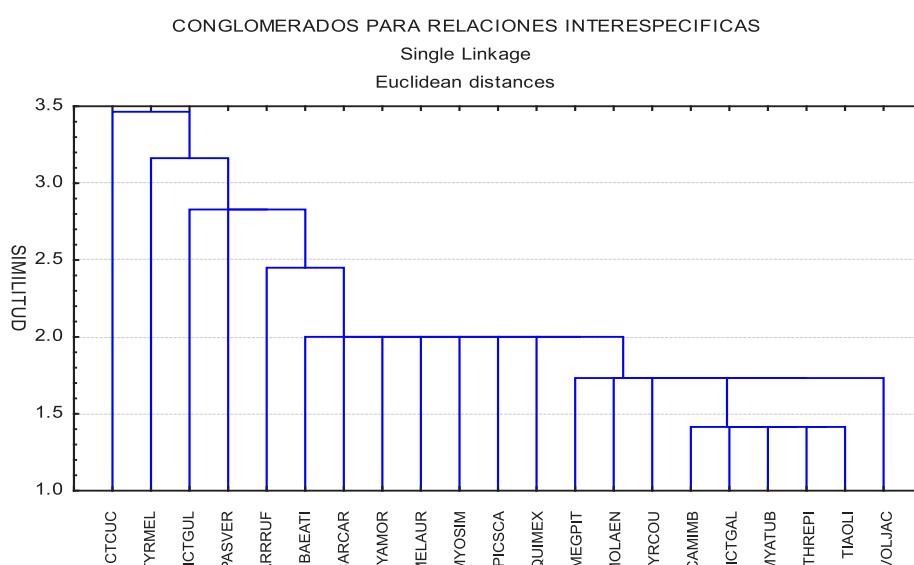


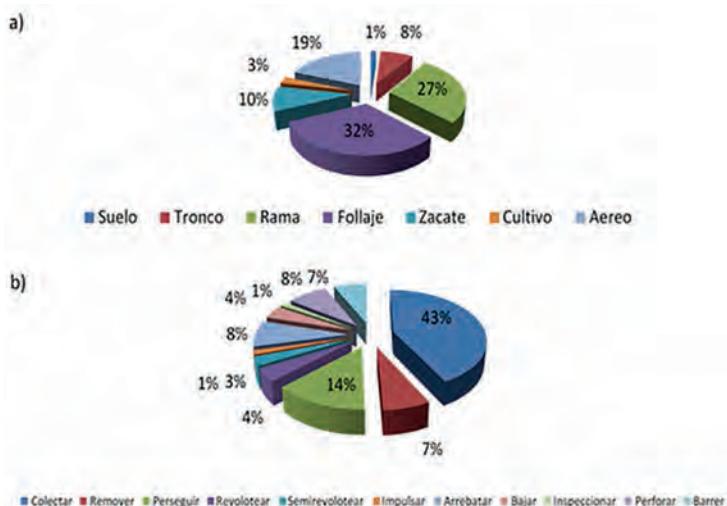
Figura 3. Similitudes de comportamientos y al avistamiento de especies de aves en la RBSAT.

Cuadro 1. Lista de especies registradas durante el monitoreo en la Reserva de la Biosfera Sierra de Abra-Tanchipa, San Luis Potosí, México (A* especie Amenazada según la NOM-059-SEMARNAT-2010).

Orden	Familia	Género	Especie	Clave
Anseriforme	Anatidae	Dendrocygna	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	<i>Denaut</i>
Ciconiiformes	Ardeidae	Ardea	<i>Ardea alba</i>	<i>Adealb</i>
Coraciiforme	Momotidae	Momotus	<i>Momotus momota</i>	<i>Mommom</i>
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	<i>Crosul</i>
Cuculiformes	Cuculidae	Geococcyx	<i>Geococcyx californianus</i>	<i>Geocal</i>
Culumbiforme	Columbidae	Columbina	<i>Columbina inca</i>	<i>Colinc</i>
Culumbiforme	Columbidae	Columbina	<i>Columbina passerina</i>	<i>Colpas</i>
Culumbiforme	Columbidae	Zenaida	<i>Zenaida asiatica</i>	<i>Zenasi</i>
Falconiforme	Accipitridae	Buteo	<i>Buteo nitidus</i>	<i>Butnit</i>
Falconiforme	Accipitridae	Elanus	<i>Elanus leucurus</i>	<i>Elaleu</i>
Falconiforme	Cathartidae	Coragyps	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Coratr</i>
Falconiforme	Cathartidae	Cathartes	<i>Cathartes aura</i>	<i>Cataur</i>
Falconiforme	Falconidae	Caracara	<i>Caracara cheriwey</i>	<i>Carche</i>
Galliforme	Cracidae	Ortalis	<i>Ortalis vetula</i>	<i>Ortvet</i>
Galliforme	Cracidae	Crax	<i>Crax rubra (A*)</i>	<i>Crarub</i>
Galliforme	Phasianidae	Colinus	<i>Colinus virginianus</i>	<i>Colvir</i>
Passeriforme	Cardinalidae	Cardinalis	<i>Cardinalis cardinalis</i>	<i>Carcar</i>
Passeriforme	Cardinalidae	Cyanocompsa	<i>Cyanocompsa parellina</i>	<i>Cyapar</i>
Passeriforme	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina versicolor</i>	<i>Pasver</i>
Passeriforme	Cardinalidae	Passerina	<i>Passerina cyanea</i>	<i>Pascya</i>
Passeriforme	Corvidae	Cyanocorax	<i>Cyanocorax morio</i>	<i>Cyamor</i>
Passeriforme	Corvidae	Cyanocorax	<i>Cyanocorax yncas</i>	<i>Cyaync</i>
Passeriforme	Emberizidae	Sporophila	<i>Sporophila torqueola</i>	<i>Spotur</i>
Passeriforme	Emberizidae	Tiaris	<i>Tiaris olivaceus</i>	<i>Tiaoli</i>
Passeriforme	Emberizidae	Volatinia	<i>Volatinia jacarina</i>	<i>Voljac</i>
Passeriforme	Emberizidae	Arremonops	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	<i>Arrruf</i>
Passeriforme	Fringillidae	Carduelis	<i>Carduelis psaltria</i>	<i>Carpса</i>
Passeriforme	Icteridae	Icterus	<i>Icterus cucullatus</i>	<i>Ictcuc</i>
Passeriforme	Icteridae	Icterus	<i>Icterus galbula</i>	<i>Ictgal</i>
Passeriforme	Icteridae	Icterus	<i>Icterus gularis</i>	<i>Ictgul</i>
Passeriforme	Icteridae	Molothrus	<i>Molothrus aeneus</i>	<i>Molaen</i>
Passeriforme	Icteridae	Quiscalus	<i>Quiscalus major</i>	<i>Quimaj</i>
Passeriforme	Icteridae	Quiscalus	<i>Quiscalus mexicanus</i>	<i>Quimex</i>
Passeriforme	Icteridae	Icterus	<i>Icterus spurius</i>	<i>Ictsput</i>
Passeriforme	Paridae	Baeolophus	<i>Baeolophus atricristatus</i>	<i>Baeatr</i>
Passeriforme	Passeridae	Passer	<i>Passer domesticus</i>	<i>Pasdom</i>
Passeriforme	Thraupidae	Thraupis	<i>Thraupis episcopus</i>	<i>Threpi</i>

Cuadro 1. Continuación.

Orden	Familia	Género	Especie	Clave
Passeriforme	Turdidae	Turdus	<i>Turdus grayi</i>	Turgra
Passeriforme	Tyrannidae	Camptostoma	<i>Camptostoma imberbe</i>	Camimb
Passeriforme	Tyrannidae	Megarynchus	<i>Megarynchus pitangua</i>	Megpit
Passeriforme	Tyrannidae	Myiarchus	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Myatub
Passeriforme	Tyrannidae	Myiozetetes	<i>Myiozetetes similis</i>	Myosim
Passeriforme	Tyrannidae	Tyrannus	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyrmel
Passeriforme	Tyrannidae	Tyrannus	<i>Tyrannus couchii</i>	Tyrcou
Passeriforme	Tyrannidae	Tityra	<i>Tityra semifasciata</i>	Titsem
Piciforme	Picidae	Melanerpes	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Melaur
Piciforme	Picidae	Picoides	<i>Picoides scalaris</i>	Picsca
Strigiforme	Strigidae	Glaucidium	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Gabra

**Figura 4.** a) Frecuencia de Observación de técnicas de cacería por aves. b) Frecuencia de Observación de sustrato de utilización por aves para su alimentación.

Colorado Z.G. 2004. Relación de la morfometría de aves con gremios alimenticios. *Boletín SAO*, 14 (27): 25-32 pp.

CONANP. 2013. RBSAT.. Plan de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra-Tanchipa, S.L.P.

Cueto V.R., López de Casanave J. 2002. Foraging Behavior and Microhabitat Use of Bird Inhabiting Coastal Woodlands in Eastcentral Argentina. *The Wilson Bulletin* Vol. 114 (3): 342-348 pp.

Curio E. 1976a. *The ethology of predation*. Springer-Verlag, New York.

Curts J. 1993. Análisis exploratorio de datos. En P. M. A. Salas y C. O. Trejo (Eds.), *Las aves de la Sierra Purépecha del Estado de Michoacán* (14p.). Distrito Federal, México: SARH.

Dahlsten D.L., Cooper W.A., Rowney D.L., Kleintjes P.K. 1990. Quantifying bird predation of arthropods in forest. Avian foraging: Theory, methodology and applications. *Studies in Avian Biology* No. 13: 44-52 pp.

Elgar M.A., Burren P.J., Posen M. 1983. Vigilance and perception of flock size in foraging House Sparrow (*Passer*

domesticus L.). *Behaviour*, 93: 215-223 pp.

Erwin T.L. 1982. Tropical forest; their richness in Coleoptera and other Arthropod species, *The Coleopterists Bulletin*, 36:74-75 pp.

Fitzpatrick J.W. 1981. Search strategies of tyrant flycatchers. *Animal Behaviour*, 29: 810-821 pp.

Gill B.F. 1990. *Ornithology*. W. H. Freeman and Company. New York, USA. 660p.

Gradwohl J.A., Greenberg R. 1982. The effect of a single species of avian predator on the arthropods of aerial leaf litter. *Ecology*, 63: 581-583 pp.

Greenacre M.J. 2002. Correspondence analysis of the Spanish National Health Survey. *Gaceta Sanitaria*, 16(2): 160-170 pp.

Hagan J.M. III., Johnson D.W. 1992. *Ecology and conservation of migrant landbirds*. Smithsonian Institute Press. Washington, D. C., USA. 221-239 pp.

Härdle W., Simar L. 2007. *Applied multivariate statistical analysis*. Springer. New York, USA. 458 p.

Holmes R.T. 1990. Ecological and evolutionary impacts of predation on forest insects: an overview. Avian foraging: Theory, methodology and applications. *Studies in Avian Biology* No. 13:6-13 pp.

Howe H.F. 1984a. Constraints on the evolution of mutualisms. *American Naturalist*, 123: 764-777 pp.



- Hutto R.L. 1992. *Habitat distributions of migratory landbird species in western México*. In: Hagan J. M. III. And Johnson D. W. (eds). 1992. *Ecology and conservation of migrant landbirds*. Smithsonian Institute Press. Washington, D. C., USA. pp. 221-239 pp.
- Johnson M.D., Sherry T.W., Strong A.M., Medori A. 2005. Migrants in Neotropical bird communities: an assessment of the breeding currency hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 74: 333-341 pp.
- Jones F.M. 1932. Insect coloration and the relative acceptability of insects to birds. *Trans. Entomol. Soc. Lond.*, 80:345-386 pp.
- Kauffman K. 2005. *Field Guide to Birds of North America*. Houghton, Mifflin Co., Boston. ISBN: 978-0-618-57423-0.
- Keast A.E., Morton E.S. 1980. *Migrant birds in the Neotropics: ecology, behavior, distribution and conservation*. Smithsonian Institute Press.
- Lešo P., Kropil R. 2007. A comparison of three different approaches for the classification of bird foraging guilds: an effect of leaf phenophase. *Folia Zool.* 56 (1): 51-70 pp.
- MacArthur R.H. 1958. Population ecology of some warbles of northeastern coniferous forests. *Ecology*, 39:599-619 pp.
- Mballa L.V., Carranza-Álvarez C., Maldonado-Miranda J.J. 2011. "Perspectivas de la planificación para la Conservación del área Sierra del Abra Tanchipa", *Ideas CONCYTEG*, 6(78), pp. 1440-1455 pp.
- McArthur R.H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology*, 39: 599-619 pp.
- Montaldo N.H. 2005. Aves frugívoras de un relictico de seva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de semillas. *Hornero*, 20(2): 163-172 pp.
- Morrison M.L., With K.A., Timossi I.C., Block W.M., Milne K.A. 1987. Foraging behavior of bark-foraging birds in the Sierra Nevada.
- Morse D.H. 1971. The insectivorous bird as an adaptative strategy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 2: 177-200 pp.
- National Geographic Society. 2002. *Field Guide to the Birds of North America*. National Geographic Books. EUA. 503 p.
- O'Donnell C.F.J., Dilks P.J. 1994. Foods and Foraging of Forest Birds in Temperate Rainforest, South Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 18 (2): 87-107 pp.
- Peterson R.T., Chalif E.L. 1989. *Aves de México: Guía de Campo*. Diana. México. 473 p.
- Poulin B., Lefebvre G. 1996. Dietary relationships of migrant and resident birds from a humid forest in Central Panama. *The Auk*, 113 (2): 277-287 pp.
- Ralph C.J., Geupel G.R., Pyle P., Martin T.E., DeSante D.F., Milá B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Departament of Agriculture and Forest Service. USA. 46 p.
- Remsen J.V. Jr., Robinson S.K. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in Avian Biology*, 13: 144-160 pp.
- Ricklefs R.E. 1990. *Ecology*. W. H. Freeman and Company. New York, USA. 869p.
- Sánchez-Ramos G., Hernández S.L., Mora O.A., Vargas-Contreras J., Lara V.M., Zamora T.C., Cardona E.A. 1993. "Sierra del Abra Tanchipa. Estudio de caso". En: A. Gomez-Pompa, R. Dirzo et al. (comps.). *Proyecto de evaluación de áreas naturales protegidas de México*. SEDESOL. México.
- Slobodchikoff C.N., Schulz W.C. 1980. Measurez of niche overlap. *Ecology*, 61: 1051-1055 pp.
- Smythe N. 1982. The seasonal abundance of night-flying insects in a Neotropical forest. In: Leigh E. G. Jr., Rand A. S. and Windsor D. M. (eds). *The ecology of a tropical forest: Seasonal rhythms and long-term changes*. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. 309-318 pp.
- Somasundaram S., Vijayan L. 2008. Foraging Behavior and Guild Structure of Birds in the Montane Wet Temperate Forest of the Palni Hills, South India. *Podoce*, 3 (1/2): 79-91 pp.
- StatSoft Inc. 2004. *STATISTICA v.7.0*. 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, USA.
- Szaro R.C., Jakle M.D. 1982. Comparison of variable circular-plot and spot map methods in desert riparian and scrub habitats. *Wilson Bulletin*, 94:546-550 pp.
- Thiollay J.C. 2003. Comparative foraging behavior between solitary and flocking insectivores in a Neotropical Forest: Does vulnerability matter? *Ornitología Neotropical*, 14:47-65 pp.
- Van Perlo B. 2006. *Birds of Mexico and Central America. Princeton Illustrated Checklists*. Princeton University Press. 336 p.



DIVERSIDAD, DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE MAMÍFEROS EN SANTIAGO COMALTEPEC, OAXACA, MÉXICO

DIVERSITY, DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF MAMMALS IN SANTIAGO COMALTEPEC, OAXACA, MÉXICO

Del Rio-García, I. N^{1*}; Espinoza-Ramírez, M.K.²; Luna-Krauletz M.D.³; López-Hernández N.U.⁴

¹Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. A. de Iturbide # 73. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. CP 78620 México. ²Universidad Autónoma de Zacatecas. Unidad Académica de Ciencias de la Tierra. Calzada de la Universidad # 108. Zacatecas, Zacatecas. CP 98058 México. ³Universidad de la Sierra Juárez (UNSIJ). Instituto de Estudios Ambientales. Av. Universidad S/N. Ixtlán de Juárez, Oaxaca. C.P. 68725 México. ⁴Unión de comunidades productoras forestales Zapoteco-Chinanteco. UZACHI.

***Autor responsable:** delrio.irma@colpos.mx

RESUMEN

Los mamíferos silvestres presentan severos problemas de conservación debido a la destrucción y fragmentación de su hábitat. A pesar de que no existe información actualizada de su situación en México, existen evidencias que una parte considerable de este grupo se encuentra amenazado o en peligro de extinción. Mediante técnicas de foto trampas y búsqueda de rastros se desarrolló un estudio sobre la diversidad, distribución y abundancia de mamíferos en el bosque de pino y bosque tropical de la comunidad de Santiago Comaltepec, Sierra Norte de Oaxaca, México, de febrero a julio de 2010. Se registraron 16 especies que representan una riqueza específica de nueve para bosque de pino y nueve para bosque tropical, agrupadas en 16 géneros y 14 familias; en bosque de pino la familia más abundante fue Canidae y Felidae, mientras que para bosque tropical fue Felidae. Las especies *Pecari tajacu* y *Conepatus semistriatus* se distribuyen en ambos bosques. Destacan especies como *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Puma yagouaroundi* y *Tamandúa mexicana*, con registros que indican amplia riqueza biológica en los hábitats estudiados, sin embargo se requiere proponer estrategias para su protección, ya que actualmente se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo en las normas nacionales e internacionales como la NOM-059-SEMARNAT-2001 y el CITES respectivamente.

Palabras clave: mamíferos silvestres, foto-trampas, conservación.

ABSTRACT

Wild mammals present severe conservation problems due to the destruction and fragmentation of their habitat. Although there is no information about the current situation in México, there is evidence that a considerable part of this group is threatened or in danger of extinction. During February to July 2010, a study about the diversity, distribution and abundance of mammals in pine forest and tropical forest of the community of Santiago Comaltepec, Sierra Norte de Oaxaca, was performed, through techniques of photo trapping and the search for trails. Sixteen species were recorded, which represent a specific wealth of nine for the pine forest and nine for the tropical forest, grouped into 16 genera and 14 families; in pine forest the most abundant

families were Canidae and Felidae, and for tropical forest it was Felidae. The species *Pecari tajacu* and *Conepatus semistriatus* were distributed in both forests. In this study, species such as *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Puma yagouaroundi* and *Tamandúa mexicana* stand out, whose records indicate a broad biological wealth in the habitats studied. However, there is a need to propose strategies for their protection, since they are currently within some category of risk in national and international regulations, such as NOM-059-SEMARNAT-2001 and CITES, respectively.

Keywords: wild mammals, photo-traps, conservation.

INTRODUCCIÓN

La mastofauna silvestre de México ocupa el tercer lugar a nivel mundial con 522 especies (Ceballos *et al.*, 2005). Oaxaca es uno de los cinco estados con mayor número de especies de mamíferos debido a su compleja fisiografía, mosaico de climas y a la gama de ecosistemas que posee (Ceballos *et al.*, 2005), cuenta con 190 especies nativas, 33 especies endémicas a Mesoamérica, 25 endémicas de México y 39 endémicas para el mismo estado (Briones y Sánchez, 2004). Dentro de su territorio, se encuentra la Región Sierra Norte, la cual presenta en su gradiente altitudinal con diferentes tipos de vegetación, destacando el bosque mesófilo de montaña, el bosque tropical subcaducifolio y bosque templado (Rzedowski, 1978), así como, los bosques de coníferas y los de neblina más extensos del estado, es un área predominantemente forestal ya que el 70% de su superficie está ocupada por este tipo de ecosistemas (Torres-Colín, 2004), y albergan gran diversidad de especies.

Los mamíferos representan un papel ecológico importante dentro del ecosistema, pues son considerados como especies "sombrilla" sobre otros vertebrados e invertebrados, pues al protegerlos se protege a otras especies (Gil y Carbó, 2005), en el ecosistema se desarrollan como dispersores de semillas, reguladores de plagas, aireadores del suelo con la construcción de sus madrigueras y como controladores del crecimiento y distribución de las plantas (Monroy-Vilchis *et al.*, 1999). Son de importancia ecológica y económica para los sectores rurales donde la población ha utilizado des-

de tiempos antiguos la mastofauna de la región, ya sea como alimento, cobijo, transporte, ornamento, fabricación de utensilios o por atribuirle propiedades curativas y/o medicinales, además de los valores intangibles, pues la fauna está profundamente arraigada en los patrones mágico-religiosos y culturales de los indígenas y colonos que han mantenido un prolongado contacto y dependencia con la naturaleza (López *et al.*, 2009). Una parte considerable de este grupo de mamíferos presenta severos problemas de conservación debido a la fragmentación o destrucción de su hábitat por deforestación de bosques y selvas para actividades agropecuarias, carreteras y asentamientos humanos, lo cual ha reducido las áreas de distribución; además de la cacería ilegal que incide directamente sobre el tamaño de las poblaciones. Lo anterior hace indispensable contar con información básica y actualizada para tomar decisiones acerca del desarrollo de planes de conservación y manejo para estas especies, por lo que el objetivo de este estudio fue estimar la diversidad, distribución y abundancia de mamíferos en Santiago Comaltepec Sierra Norte de Oaxaca, México, mediante fototrampeo y búsqueda de rastros (huellas y excretas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La investigación fue desarrollada de febrero a julio del año 2010 en el bosque de pino y bosque tropical de la comunidad de Santiago Comaltepec, Región Sierra Norte de Oaxaca, cubriendo un área de $13,126.50 \text{ ha}^{-1}$. El bosque de pino se encuentra ubicado entre los parajes Llano Mariposa, Agua Fría y el Mirador ($17^{\circ} 33' 46.2'' \text{ N}$, y $96^{\circ} 31' 12.5'' \text{ O}$), presenta temperatura media anual de 14 y 18° C , la precipitación anual es de 600 a 2500 mm, el clima varía de templado subhúmedo, cálido sub-húmedo a semicálido sub-húmedo (Trejo, 2004). En tanto que el bosque tropical se ubica entre los parajes conocidos localmente como Rancho Vista Hermosa y San Martín Soyolapam ($17^{\circ} 34' 2.4'' \text{ N}$ y $96^{\circ} 29' 57.8'' \text{ O}$), con temperatura media anual de 24 y 28° C , y precipitación anual de 800 a 1500 mm con clima cálido sub-húmedo (Trejo, 2004).

Muestreo

Se establecieron ocho transectos en franja en las veredas y caminos dentro del área de estudio, de los cuales cinco fueron en el bosque de pino con una longitud de 10 km y en el bosque tropical fueron tres transectos de 7 km. A lo largo de éstos se establecieron 12 cámaras

marca Stealth Cam® con resolución de 3.2 mega pixels (Figura 1 A), seis en el bosque de pino y seis en bosque tropical; las cámaras fueron revisadas una vez al mes y la ubicación fue geo referenciada con un GPS (Sistema de posicionamiento global), se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 144 días trampa. De manera paralela con la colocación de cámaras se hizo una búsqueda de rastros (huellas y excretas) a lo largo y ancho de los transectos. Una vez localizada alguna huella o excreta (Figura 1 B, C, D) se registraron las medidas de longitud, ancho y forma, además fecha de colecta, número de transecto, ubicación geográfica y una foto representativa de los rastros. Las excretas se guardaron en bolsas de plástico para su análisis de color y contenido, la identificación de los rastros se apoyó con el manual de Aranda (2000).

Riqueza de especies

Para evaluar la riqueza de especies se construyó una matriz donde se registraron datos de presencia/ausencia representando las especies encontradas y las unidades del esfuerzo de muestreo. Estos datos se aleatorizaron 100 veces en el programa EstimateS 7.5.2 (Colwell, 2006), el número de muestras y de especies promedio acumuladas son los resultados que se exportaron al programa de tratamiento estadístico STATISTICA 8.0 (StatSoft, 1996) para generar la curva de acumulación de especies mediante el modelo de Clench (Moreno, 2001). Para conocer la diversidad del área de estudio se estimó la diversidad alfa y beta de los mamíferos presentes en cada tipo de vegetación.



Figura 1. A: Colocación de cámaras Stealth Cam® con resolución de 3.2 mega pixels. Localización de rastros B: Excretas, C: Huella de mapache, D: Huella de jaguar.

Diversidad alfa, beta y abundancia relativa

La diversidad alfa se evaluó por medio del software Biodap (Thomas, 2000), utilizando el índice de Shannon Wiener y para probar que la hipótesis de que ambas muestran son iguales se utilizó la *t* de Student modificada por Hutchenson. Para la diversidad beta se utilizó el coeficiente de similitud de Jaccard, el cual expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas (Moreno, 2001), y el Índice de Whittaker que se refiere al reemplazo de especies y describe la diversidad gamma como la integración de las diversidades alfa (α) y beta (β) y por último se calculó la complementariedad que se refiere al grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell, 2006). Se evaluó la abundancia relativa en los dos tipos de vegetación (bosque de pino y bosque tropical), a través del conteo del número de registros tanto directos como indirectos y posteriormente se utilizó la relación entre el número de rastros encontrados y la distancia recorrida para cada área (Aranda, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La riqueza específica de mamíferos registrada para bosque tropical y bosque de pino fue de 16 especies equivalente al 35.5% del total reportado para mamíferos grandes y medianos en el estado de Oaxaca (Aranda, 2000), tres de estas especies (*Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Tamandua mexicana*) se encuentran en peligro de extinción y una amenazada (*Puma yagouaroundi*) en la NOM-059-SEMARNAT-2010, mientras que *Leopardus pardalis*, *Puma yagouaroundi* y *Panthera onca* están catalogadas en el Apéndice I del CITES, aspecto relevante para

Cuadro 1. Especies de mamíferos registradas mediante fototrampeo en bosque tropical y bosque de pino.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	NÚMERO DE REGISTROS	TIPO DE VEGETACIÓN	NOM-059-SEMARNT-2001	CITES
Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>	Ardilla gris	3	BP		
Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i>	Cacomixtle	1	BP		
Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Conejo de monte	19	BP		
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	9	BT	P	Apéndice I
Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Oso homiguero	1	BT	P	
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecari de collar	9	BT Y BP		
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta mexicana</i>	Serete	43	BT		
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle	53	BT		
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Venado temazate	15	BT		
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	Yagouaroundi	2	BP	A	Apéndice I
Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Zorillo de espalda blanca	8	BT Y BP		
TOTAL DE REGISTROS			163			

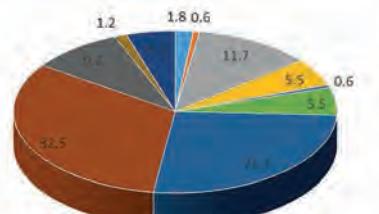


Figura 2. Porcentaje total de aparición de las especies registradas mediante fototrampeo.

enfocar esfuerzos de conservación para dichas especies. Por el método de fototrampeo se obtuvieron un total de 163 registros que corresponden a 11 especies (Cuadro 1; Figura 2). La de mayor registro fue *Cuniculus paca* con 32.5% y la menor fueron *Bassariscus astutus* y *Tamandúa mexicana* con 0.6% (Figura 2).

Por búsqueda de rastros (huellas y excretas) se obtuvo un total de 15 registros correspondientes a cinco especies (Cuadro 2 y Figura 3), obteniendo mayor registro la especie de *Canis latrans* con 46% y con menor registro fueron *Panthera onca* y *Procyon lotor* con 7% (Figura 3).

Con el total de especies registradas en el área de estudio se construyó la curva de acumulación de especies, mediante el modelo de Clench, el cual indica un buen ajuste del mismo con un valor de coeficiente de determinación de $R^2=0.997789758$ (Figura 4).

El resultado indicó que este inventario aún no registra la totalidad de las especies presentes posibles dentro del territorio de Santiago Comaltepec, pero a medida que

incremente la unidad de esfuerzo de muestreo, mayor será el número de especies registradas. Sin embargo, a medida que se complementa el inventario resulta más difícil registrar nuevas especies, lo que hace necesario considerar el costo económico y humano (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). De igual manera la pendiente muestra el valor límite para considerarse como un inventario fiable.

Diversidad alfa

Con respecto a la diversidad de especies en los dos tipos de vegetación se encontró que para el bosque tropical el índice de Shannon Wiener es de 2.05, mientras que para el bosque de pino se determinó un índice de 2.01. Lo cual indica que la diversidad de ambas zonas no presentó diferencias significativas ($t=0.219$, $d.f=30.32$, $P<0.05$).

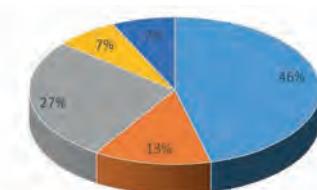


Figura 3. Porcentaje total de aparición de las especies registradas mediante huellas y excretas.

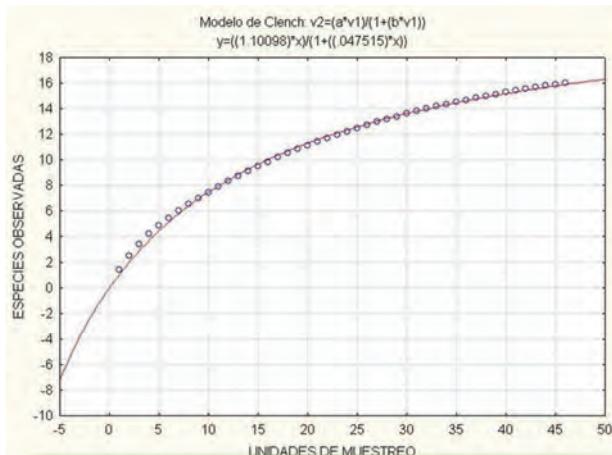


Figura 4. Curva de acumulación de especies; a: tasa de incremento de nuevas especies al inicio del muestreo; b: acumulación de especies. V1: esfuerzos de colecta; V2: riqueza de especies acumuladas; y 0: curva aleatoria. Línea continua: función de Clench.

Diversidad beta

La diversidad beta fue estimada a través del Coeficiente de similitud de Jaccard, cuyo intervalo de valores va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2000), en este caso el valor fue 0.125 ya que solo se obtuvieron dos especies compartidas (Zorrillo de espalda blanca y Pecarí de collar) lo que representa una disimilitud entre los tipos

de vegetación, por lo tanto las especies comunes para ambos sitios son pocas. Con relación al reemplazo de especies entre las dos comunidades estimado por el Índice de Whittaker, los resultados fueron de dos especies (Pecarí de collar y Zorrillo de espalda blanca), mientras que la complementariedad mostró una diferencia en la composición de especies entre los dos tipos de vegetación de 87.5%.

Abundancia relativa

Se registró un total de 16 especies dentro del bosque tropical y bosque de pino, donde se recorrió una distancia total de 85 km. Las especies de mayor y menor abundancia relativa se muestran en el Cuadro 3.

Los Cuadros 4 y 5, muestran las especies registradas para bosque tropical y bosque de pino, así como su abundancia relativa y distancia de los transectos.

El buen estado de conservación y la importancia de la mastofauna registrada se ven reflejados con la presencia de tres grandes felinos: Jaguar, Ocelote y Yagouaroundi, consideradas como especies reguladoras de poblaciones de herbívoros y otros carnívoros. La presencia de Venado temazate y Serete (especie endémica de México), puede ser indicador de la calidad ambiental y el grado de conservación del ecosistema, pues son especies selectivas en su alimentación, además regulan y controlan el crecimiento excesivo de la vegetación y son importantes dispersores de semillas, contribuyendo en el mantenimiento de la estructura del mismo y a su vez son fuente de alimento de grandes depredadores (Martínez, 2007) (Figura 5).

Cuadro 3. Abundancia relativa expresada en número de rastros por km^{-1} en bosque de pino (BP) y bosque tropical (BT).

ESPECIES	NO. DE RASTROS	TOTAL DE DISTANCIA RECORRIDAS (KM)	ABUNDANCIA TOTAL DENTRO DEL BP y BT
<i>Conepatus semistriatus</i>	2	85 KM	0.024
<i>Puma yagouaroundi</i>	1	85 KM	0.012
<i>Sylvilagus floridanus</i>	1	85 KM	0.012
<i>Sciurus aureogaster</i>	1	85 KM	0.012
<i>Bassariscus astutus</i>	1	85 KM	0.012
<i>Canis latrans</i>	2	85 KM	0.024
<i>Pecari tajacu</i>	10	85 KM	0.118
<i>Lynx rufus</i>	2	85 KM	0.024
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2	85 KM	0.024
<i>Cuniculus paca</i>	2	85 KM	0.024
<i>Leopardus pardalis</i>	4	85 KM	0.047
<i>Mazama americana</i>	2	85 KM	0.024
<i>Dasyprocta mexicana</i>	1	85 KM	0.012
<i>Tamandua mexicana</i>	1	85 KM	0.012
<i>Panthera onca</i>	1	85 KM	0.012
<i>Procyon lotor</i>	1	85 KM	0.012

Los registros de Coyote, Zorra gris, Cacomixtle, Zorrillo de espalda blanca y Pecarí de collar en bosque de pino pueden estar relacionados por que comparten características alimenticias (omnívoras) y que les da la posibilidad de sobrevivir obteniendo alimentos que se encuentran disponibles, siendo de un gasto energético menor en la captura de pequeñas presas así como la disponibilidad de encontrar frutos y semillas para abastecer sus necesidades. En el área de bosque tropical se observó un alto grado de fragmentación del ecosistema debido

a la agricultura y ganadería; las consecuencias ante estos problemas son evidentes ya que además de reducir las fuentes de alimento también reduce y pone en riesgo los sitios de refugio y de reproducción, causando la disminución y pérdida de especies. También se percibió que las especies se están desplazando a las áreas de mayor cobertura vegetal, además de utilizar las riberas del río para la obtención de recursos como agua y alimento. Por otro lado se encuentra el manejo forestal en el bosque de pino, tal actividad está regulada por la certificación forestal, donde se establecen criterios definidos bajo el principio de sustentabilidad; los resultados arrojan que este tipo de ecosistema aún resguarda una considerable riqueza de mamíferos y que las actividades de manejo no parecen afectar a sus poblaciones. Y por último el registro de los Pecarí de collar en bosque de pino constituye uno de los primeros para la comunidad, así mismo el Yagouaroundi no había sido registrado en altitudes mayores a 2500 m como en este estudio. Ello muestra la importancia de seguir resguardando esta zona como un refugio para dichas especies y tomar medidas pertinentes para su protección.

CONCLUSIONES

El bosque tropical y el de pino de la comunidad de Santiago Comaltepec es reservorio para la biodiversidad de mamíferos. Se comprobó la eficiencia de fototrampeo para registrar la presencia de mamíferos medianos y grandes, ya que presentó 68.65% de efectividad contra el método de búsqueda de rastros que fue

Cuadro 4. Abundancia relativa expresada en número de rastros por km^{-1} en bosque tropical (BT).

ESPECIE	No. DE RASTROS	TOTAL DE DISTANCIA RECORRIDAS (KM)	ABUNDANCIA BT
<i>Conepatus semistriatus</i>	1	35 KM	0.029
<i>Cuniculus paca</i>	2	35 KM	0.057
<i>Leopardus pardalis</i>	4	35 KM	0.114
<i>Mazama americana</i>	2	35 KM	0.057
<i>Dasyprocta mexicana</i>	1	35 KM	0.029
<i>Tamandua mexicana</i>	1	35 KM	0.029
<i>Pecari tajacu</i>	3	35 KM	0.086
<i>Panthera onca</i>	1	35 KM	0.029
<i>Procyon lotor</i>	1	35 KM	0.029

Cuadro 5. Abundancia relativa expresada en número de rastros por km^{-1} en bosque de pino (BP).

ESPECIE	No. DE RASTROS	TOTAL DE DISTANCIA RECORRIDAS (KM)	ABUNDANCIA BP
<i>Conepatus semistriatus</i>	1	50 KM	0.02
<i>Puma yagouaroundi</i>	1	50 KM	0.02
<i>Sylvilagus flordanus</i>	1	50 KM	0.02
<i>Sciurus aureogaster</i>	1	50 KM	0.02
<i>Bassariscus astutus</i>	1	50 KM	0.02
<i>Pecari tajacu</i>	5	50 KM	0.1
<i>Canis latrans</i>	2	50 KM	0.04
<i>Lynx rufus</i>	2	50 KM	0.04
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2	50 KM	0.04



Figura 5. Mamíferos silvestres Ocelote, Serete, Venado Temazate y Pecari de collar, presentes en Santiago Comaltepec, Región Sierra Norte de Oaxaca, México.

de 31.25%. El monitoreo de especies es una herramienta que permite conocer las tendencias poblacionales a largo plazo, principalmente para las especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo. Como parte de las actividades de manejo de los bosques, la fauna silvestre puede ser fuente indirecta generadora de empleo para la comunidad de Santiago Comaltepec a través de su uso en materiales de divulgación y promoción de actividades de ecoturismo.

LITERATURA CITADA

- Aranda M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México. 212 p.
- Briones-Salas M., Sánchez-Cordero V. 2004. Mamíferos. Pág. 423-447, En: García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (eds.), Biodiversidad de Oaxaca.
- Ceballos G., Arroyo-Cabrales J., Medellín R.A., Domínguez-Castellanos Y. 2005. Lista actualizada de los mamíferos de México. Revista de Mastozoología. 9:21-71.
- Colwell R. 2006. EstimateSWin 7.5.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Versión 7.5.2. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Gil y Carbó G.E. 2005. La complementariedad de áreas protegidas con base en la diversidad de mamíferos. Mastozoología Neotropical. 12:100-102.
- Jiménez-Valverde A., Hortal J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. Revista Ibérica de Aracnología. 8(31):151-161.
- López J., Lorenzo A.C., Barragán F., Bolaños J. 2009. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 80: 1-7.
- Martínez N. 2007. Empleo de especies sombrilla en la conservación de la biodiversidad de la Chinantla, Oaxaca. Tesis de maestría en Ciencias. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. 128 p.
- Monroy-Vilchis O., Rangel-Cordero H., Aranda M., Velázquez A., Romero F.J. 1999. Los mamíferos de hábitats templados del sur de la cuenca de México. Universidad Autónoma Metropolitana y Secretaría del Medio Ambiente. México. Distrito Federal. 18 p.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. Zaragoza, 84 pp.
- NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación. Publicado el 6 de marzo de 2002.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D. F. 178 p.
- StatSoft. 1996. STATISTICA (data analysis software system and computer program manual). Versión 6. StatSoft, Inc., Tulsa, OK.
- Thomas G.M. 2000. Bio-Dap. A biodiversity analysis. Packaged (Consultado 1 febrero 2011, <http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/www/populations.html>).
- Torres-Colín R. 2004. Tipos de vegetación. Página 105-117. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. 605 p.
- Trejo I. 2004. Clima. Página 67-85. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. 605 p.
- www.cites.org. CITES (2013) Apéndices I, II y III



MODELADO DEL NIVEL DE TOLERANCIA A LA PRESENCIA DE GRANDES CARNÍVOROS EN UN ÁREA RURAL DE MÉXICO

MODELLING THE LEVEL OF TOLERANCE TO THE PRESENCE OF LARGE CARNIVORS IN A RURAL AREA OF MÉXICO

Olivera-Méndez, A.¹; Palacio-Núñez, J.¹; Martínez-Calderas, J.M.¹; Morales-Flores, F.J.¹; Hernández-SaintMartín, A.D.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, Iturbide 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, México. CP.78620.

Autor responsable: Autor responsable: aolivera@colpos.mx

RESUMEN

Con el propósito de identificar los factores que pueden incrementar el nivel tolerancia de los pobladores rurales hacia la presencia de grandes carnívoros, se desarrolló un modelo de simulación del impacto y balance costo-beneficio considerando, entre otras variables, la depredación de ganado doméstico, la pérdida de productividad agropecuaria, la pérdida de seguridad, los ingresos por actividades recreativas y los beneficios ecológicos. A todas las variables se les adjudicó un porcentaje de influencia basado en la experiencia de trabajo de los autores en la región de la Huasteca Potosina en México. Asimismo, se incluyeron tres estrategias principales para la solución de conflictos y la promoción de la tolerancia: educación y concientización ambiental, mitigación y reducción de pérdidas materiales y de bienestar, así como la participación comunitaria hacia acciones de conservación. En la simulación, las estrategias individuales no generaron una respuesta favorable en un periodo menor a cinco años; sin embargo, al combinarse, registraron mejores resultados. Se realizaron ejemplos de intervención combinada para simular sus alcances. En el mejor de los casos, se requerirían tres años para neutralizar el nivel de tolerancia y seis años para obtener el nivel máximo. Este modelo facilita la comprensión del impacto del uso de estas estrategias.

Palabras clave: conservación, depredadores, conflicto hombre-fauna silvestre, simulación.

ABSTRACT

With the purpose of identifying the factors that can increase the level of tolerance of rural residents towards the presence of large carnivores, a simulation model of the impact and cost-benefit balance was developed, considering among other variables the predation of domestic livestock, the loss of agricultural/livestock productivity, the loss of safety, the income from recreational activities and the ecological benefits. All the variables were assigned a percentage of influence based on the experience from the authors' work in the Huasteca Potosina region, in México. Likewise, three principal strategies were included for the solution of conflicts and the promotion of tolerance: education and environmental awareness, mitigation and reduction of material and welfare losses, as well as community participation towards conservation actions. In the simulation, the individual strategies did not generate a favorable response in a period of less than five years; however, when combined, they showed better results. Examples of combined intervention were carried out to simulate their reach. In the best cases, three years were necessary to neutralize the level of tolerance and six years to obtain the maximum level. This model facilitates the understanding about the impact of the use of these strategies.

Keywords: conservation, predators, human-wild fauna conflict, simulation.

INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad es un reto social actual que tiende a considerar tanto a las especies, como a sus necesidades y amenazas. Históricamente, en el uso de los recursos naturales, se han destruido o fragmentado hábitats que, junto con la cacería, han acelerado la extinción de especies (Suazo, 2005; Thirgood *et al.*, 2005). Los grandes carnívoros han tenido siempre un lugar especial en la psique humana, haciendo una mezcla paradójica que inspira tanto miedo e irritación como fascinación (Kellert *et al.*, 1996); y juegan además un papel único en los ecosistemas como reguladores biológicos. De hecho, se dice que son los grandes carnívoros quienes proporcionan la prueba final de la disposición de la sociedad para conservar la fauna silvestre (Fascione *et al.*, 2004; Miquelle *et al.*, 2005).

Con la expansión humana se incrementan las probabilidades de interacción entre los seres humanos y la fauna silvestre, y por ende, las probabilidades de conflicto como la pérdida de ganado doméstico, competencia por especies para cacería y, ocasionalmente, ataques a personas (Manfredo, 2008; Treves, 2009). Cuando esto ocurre, los animales **"problema"** son perseguidos como represalia, ocasionando que algunas especies se encuentren seriamente amenazadas (Woodroffe *et al.*, 2005). Un aspecto importante y poco considerado en la ecuación hacia la conservación, es el papel de la sociedad en la protección de las especies (Stokes, 2007); para muchas, su conservación depende de que los conflictos sean solucionados o al menos mitigados. Por ello, la comprensión científica del daño provocado por la fauna silvestre debe incluir las percepciones de la gente rural sobre los conflictos para aplicar acciones de manejo efectivas (Treves y Karanth, 2003; Woodroffe *et al.*, 2005; Sillero-Zubiri *et al.*, 2007; Inskip y Zimmermann, 2009). Las percepciones de riesgo real o potencial suelen distorsionar la escala del conflicto, haciendo que la gente tome acciones retributivas desproporcionadas a la escala real del problema (Madden, 2004; Inskip y Zimmermann, 2009; Treves, 2009). Por ello, los programas de desarrollo y conservación deben tomar muy en cuenta las percepciones locales (Baird *et al.*, 2009), fomentar su cambio, y con ello inducir la reducción de la severidad del conflicto entre seres humanos y grandes carnívoros (Conover, 2002). Lo anterior se puede lograr aumentando la apreciación de los beneficios de la fauna silvestre y creando alternativas productivas para disminuir las pér-

didas e incrementar la tolerancia (Sillero-Zubiri, 2007), sin embargo, en este proceso, es necesario identificar la variedad de efectos que surgen de dichas interacciones e identificar los impactos que requieren ser manejados (Decker *et al.*, 2009). La perspectiva del pensamiento sistemático crea la comprensión necesaria para las soluciones a largo plazo (Aronson, 1998), sin embargo, el problema de la tolerancia humana a la presencia de grandes carnívoros es complejo e involucra diversos factores. Con base en lo anterior, se desarrolló a través de un modelo de dinámica de sistemas, cuyo objetivo es "llegar a comprender las causas estructurales que provocan el comportamiento del sistema" (Martín García, 2012), una propuesta de modelo de simulación, orientado a que el nivel de tolerancia de las comunidades rurales ante la presencia de grandes carnívoros puede ser visto como una percepción de la relación costo-beneficio; y por ello, se buscó identificar los factores que pudieran promover mayor tolerancia simulando el impacto del balance costo-beneficio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la creación del modelo se utilizó el programa VenSim PLE Plus versión 6.1. Inicialmente, se diseñó un diagrama causal (Martín García, 2012) considerando los factores que influyen en la tolerancia. Para la elaboración de este diagrama (Figura 1), se consideraron costos o pérdidas por la presencia de grandes carnívoros a una serie de circunstancias. Los costos directos o tangibles considerados en el modelo fueron depredación de ganado doméstico, pérdida de productividad agropecuaria, depredación de presas silvestres para aprovechamiento cinegético y lesiones, enfermedades o fatalidades humanas (Conover, 2002; Macdonald y Sillero-Zubiri, 2002; Thirgood *et al.*, 2005), mientras que para los costos indirectos o intangibles se consideraron respuestas emocionales como pérdida de seguridad, reducción en la percepción del bienestar de la gente o en el mismo temor al carnívoro (Conover, 2002; Treves, 2009) (Figura 1).

El modelo también incluyó beneficios por presencia (Giles, 1978 citado por Conover, 2002; Spiteri y Nepal, 2008; Decker *et al.*, 2012). Los beneficios directos o tangibles son los valores monetarios y de utilidad física, incluyendo ingresos por actividades recreativas (ej. ecoturismo y cacería) y programas o subsidios gubernamentales por manejo y conservación. Los beneficios indirectos o intangibles son valores ecológicos (su papel



Figura 1. Diagrama causal sobre nivel de tolerancia a la presencia de grandes carnívoros. Las flechas rojas indican costos, las verdes beneficios y las azules el resto de las relaciones entre variables del proceso.

dentro del ecosistema), de existencia (por el hecho de existir), histórico-culturales (su relevancia para las culturas antiguas y actuales) y recreativos (relacionado con el goce y satisfacción de la gente al realizar este tipo de actividad).

Los costos y beneficios de la coexistencia de las comunidades rurales con grandes carnívoros no están equilibrados, lo que influye en el nivel de tolerancia (Decker *et al.*, 2012). Los problemas disminuyen el grado de empatía y compasión, así como la tolerancia hacia los daños ocasionados por los carnívoros, especialmente si el problema es grave y crónico (Clayton y Myers, 2009; Conover, 2002). Así, los productores que han enfrentado depredación a su ganado son más susceptibles a la intolerancia, y portanto, se requiere hacer el análisis de la percepción del costo-beneficio para determinar la existencia o no del conflicto y el grado de éste.

Las estrategias más comunes para el manejo de estos conflictos se clasifican en programas y acciones para mitigación y reducción de pérdidas (mitigación), educación y concientización ambiental (educación), y programas y acciones de participación comunitaria para la conservación (participación comunitaria). Para este modelo, los programas de mitigación utilizados y que afectan los costos directos, son el uso de métodos no letales (Sillero-Zubiri *et al.*, 2007), prácticas de manejo y protección de ganado (Treves y Karanth, 2003; Quigley y Herrero, 2005; Woodroffe *et al.*, 2007), y esquemas de compensación (Sillero-Zubiri *et al.*, 2007). Los programas

de educación y concientización pueden acrecentar el grado de valoración de las funciones ecológicas, culturales o políticas de los grandes carnívoros (Stokes, 2007), incrementar su apreciación (Conover, 2002), así como ayudar a prevenir o disminuir riesgos y modificar percepciones distorsionadas (Decker *et al.*, 2012); es decir, también impactan los costos y beneficios indirectos. La conservación efectiva requiere de apoyo institucional y de la cooperación local, por lo que también se implementan programas y acciones de participación comunitaria (Sillero-Zubiri *et al.*, 2007; Manfredo, 2008). Los productos pueden ser sujetos de pago de incentivos por conservación, proyectos integrales de conservación y desarrollo, proyectos de conservación comunitaria y repartición de ingresos por turismo (Hill, 2009), los cuales influyen en la percepción de los beneficios directos (Figura 2).

Las comunidades rurales pueden valorar las iniciativas de conservación por su contribución a los beneficios sociales y económicos, especialmente cuando se generan o comparten los ingresos. Sin embargo, mientras que algunos proyectos han logrado cierto éxito en la entrega de beneficios y generado oportunidades de desarrollo, no siempre ha proporcionado una compensación satisfactoria o los incentivos han sido insuficientes para producir los cambios deseados en la tolerancia (Hill, 2009).

Variables

En el presente trabajo, se asignaron porcentajes diferenciales a cada variable o estrategia de acuerdo con el



Figura 2. Estrategias de solución de conflictos para incrementar la tolerancia de las comunidades rurales a la presencia de grandes carnívoros.

grado de influencia que tienen sobre el nivel de tolerancia de las comunidades rurales a la presencia de grandes carnívoros. Se asumió que el costo directo tiene mayor peso que el indirecto en la percepción del nivel de pérdidas, por lo que se asignó un porcentaje de 75% y 25%, respectivamente. Se consideró que las lesiones o fatalidades humanas tienen mayor peso que la pérdida de presas silvestres. Por lo tanto, los porcentajes utilizados en el modelo para los costos directos fueron: 30% lesiones y fatalidades humanas, 15% depredación de animales domésticos, 15% pérdidas de productividad agropecuaria y 15% pérdida de presas silvestres. En el caso de los costos indirectos, se otorgó 9% a la variable de temor a los carnívoros y 8% tanto a pérdida de seguridad, como a reducción del bienestar; esta pequeña diferencia entre variables se estableció por estimar que la primera tiene mayor peso en la intolerancia a los depredadores.

En cuanto a los beneficios, se asignó 50% para los directos y 50% para los beneficios indirectos. De manera similar, a las variables de ambos beneficios se les concedió un valor porcentual balanceado; es decir, 50% para ambos beneficios directos y 25% para los cuatro beneficios indirectos considerados en el modelo.

En cuanto a la percepción de las estrategias para la solución de conflictos, se designaron seis niveles de intensidad, que van desde 0 (nula percepción de contribución de las estrategias a la solución de conflictos) a 5 (máximo nivel de contribución). Para ejemplificar la función de las estrategias para el incremento de la tolerancia, se corrió el modelo a partir del mayor porcentaje de intolerancia; es decir, comenzando en el caso más extremo (-100%). En el modelo de simulación, se realizaron varias proyecciones para ejemplificar el desempeño de las estrategias en diferentes niveles de intensidad, así como los resultados al combinar las estrategias para el manejo de los conflictos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estrategia de educación llegó a un porcentaje de neutralización en siete años con el nivel de intensidad 5, y de nueve años con el nivel 4; es decir, que se logra anular o controlar la influencia de las pérdidas en la tolerancia a la presencia de grandes carnívoros en menos de diez años de manejo de conflictos. Sin embargo, la tolerancia a los diez años con estas intensidades es de 38% y 15%, respectivamente. Los demás niveles requerirían más de 10 años para llegar a la neutralización (Figura 3a). En cuanto a la estrategia de participación comunitaria, ningún nivel

de intensidad induciría los resultados esperados en diez años (Figura 3b). La mitigación fue la variable más efectiva, ya que en el nivel 5 requiere entre seis y siete años para neutralizar el efecto de las pérdidas en la tolerancia, mientras que el nivel 4 requeriría más de ocho años; en expectativa, el nivel 4 alcanzaría 22% de tolerancia y el 5 conseguiría 50% en diez años (Figura 3c). Los resultados de las estrategias combinadas son más efectivos. En el nivel de intensidad 5, se requerirían sólo tres años para neutralizar la influencia de las pérdidas y seis para obtener el mayor nivel de tolerancia (100%). El nivel 4 requeriría más de tres y de siete años para lograr estos mismos resultados, mientras que en el nivel 3 serían aproximadamente cinco y diez años. En este caso, con nivel 2 de intensidad sí se lograría llegar a la neutralización (Figura 3d).

Para identificar la importancia de las estrategias en el cambio de percepción de tolerancia, en la Figura 4 se muestran ejemplos hipotéticos de combinaciones de intervención para la solución de conflictos con cuatro proyecciones; la primera, muestra un proyecto de conservación de una Organización no Gubernamental (ONG), el cual inicia los dos primeros años con estrategias de participación comunitaria y educación a nivel intenso, con 20%

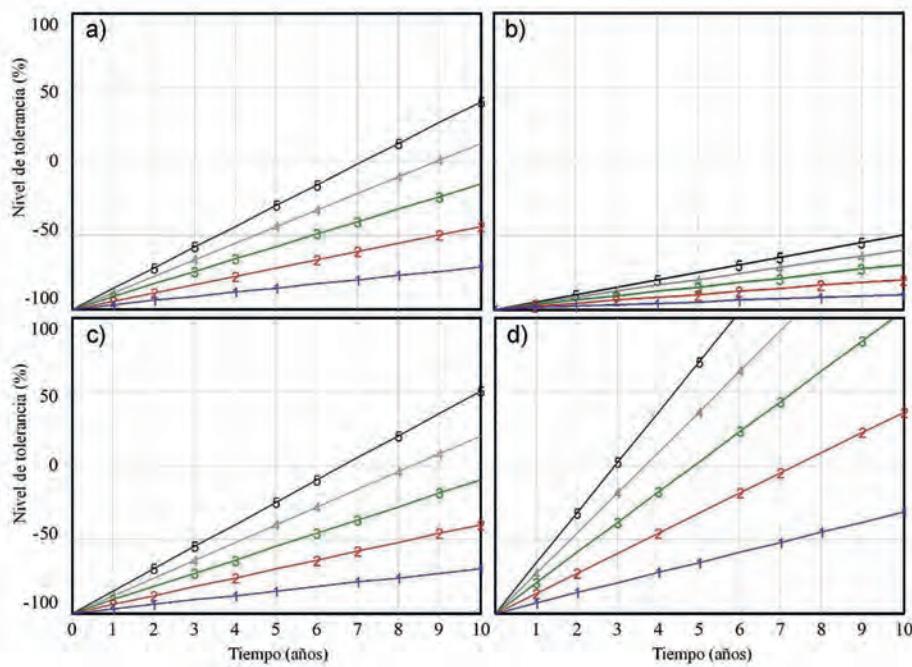


Figura 3. Efectividad de cada estrategia para la solución de conflictos a 10 años con diferente nivel de intensidad (1 a 5): a) Educación; b) Participación comunitaria; c) Mitigación y d) las tres estrategias combinadas.

de disminución anual de influencia de las pérdidas en la tolerancia a la presencia de los carnívoros. A partir del tercer año, se suspende el proceso de educación y se mantiene la participación con 4%; en el cuarto año, se agregan procesos de mitigación en intensidad media, implicando 15% de disminución de influencia. Bajo estos escenarios, se requerirían más de siete años para alcanzar la neutralización de las pérdidas.

La segunda proyección ilustra la forma común en que se manejan los proyectos de conservación por parte de las instituciones educativas. Se presenta una intervención inicial de educación intensa en el primer año, con 14% de disminución de influencia de los costos. En el segundo año, termina el proceso de educación e inicia un proceso intensivo de participación comuni-

taria, lo cual no representa un cambio importante en la efectividad del proyecto. En el tercer año se mantiene el proceso de participación e inician proyectos de mitigación, ambos de manera intensa y el porcentaje de disminución de influencia incrementa a 20%. En este caso, la neutralización del peso de las pérdidas se logaría a los seis años. La tercera proyección muestra una intervención gubernamental, donde en los primeros dos años se promueve una participación comunitaria intensa, que logra 5% de disminución de influencia. En el tercer año se agrega un proceso de educación en intensidad media, disminuyendo anualmente 17%; para el quinto año, el proceso educativo termina y se implementa un proceso de mitigación con intensidad

media, con un decremento en su porcentaje de disminución de 2%. Bajo estas condiciones, la neutralidad se obtendría en más de ocho años.

La cuarta proyección ejemplifica otro tipo de intervención gubernamental, que inicia los primeros dos años con procesos de mitigación y educación de intensidad media, con 10% de disminución de influencia de las pérdidas en el nivel de tolerancia. A partir del tercer año, el proceso educativo finaliza y se implementa un proceso de participación comunitaria, lo cual refleja un incremento en su valor porcentual de 2%. En esta proyección, la neutralización se alcanzaría en nueve años. Todos los ejemplos mostrados en la Figura 4 requieren más de diez años para obtener un 100% de tolerancia.

No hay un enfoque de conservación que garantice la coexistencia de los grandes carnívoros con la gente. Las circunstancias varían de acuerdo al lugar y, por lo tanto, también las soluciones (Macdonald y Sillero-Zubiri, 2002). El reto es reconciliar la necesidad de conservar estas

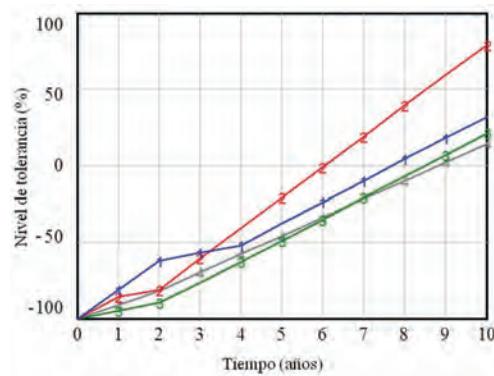


Figura 4. Combinaciones de tipos de intervención para la solución de conflictos: 1) Organización no Gubernamental; 2) instituciones educativas; 3) y 4) intervenciones gubernamentales.

especies en peligro de extinción con la necesidad de proteger los derechos y propiedades de la gente con la que comparten sus hábitats (Woodroffe *et al.*, 2005). En general, se debe buscar la combinación de estrategias para la resolución de los conflictos, ya que difícilmente tendrán éxito los programas que se enfoquen a una sola estrategia (Macdonald y Sillero-Zubiri, 2002). La educación ambiental puede ayudar a comprender y valorar más a los carnívoros, pero si no se realizan estrategias para mitigar el conflicto o para integrar a las personas en los programas de conservación, difícilmente se puede aumentar la tolerancia (Breck, 2004). Cuando sólo se utilizó una estrategia en este estudio, la más efectiva fue la mitigación y la menos efectiva fue la participación comunitaria; la gente toleraría más a un carnívoro si los costos directos disminuyen, mientras que la participación comunitaria en proyectos que brinden beneficios económicos no necesariamente disminuye la percepción de las pérdidas ni se comprenden los beneficios indirectos por la presencia del animal. En ningún caso, los niveles de intensidad menores (1-3) dieron resultados deseables en la proyección a 10 años. De hecho, lograr la neutralización del efecto de las pérdidas en la toleran-

cia de la gente en menos de cinco años sólo fue posible combinando dos o más estrategias. Todos los ejemplos de combinaciones presentados generaron resultados deseados. Sin embargo, no fueron efectivos considerando los tiempos reales de duración de los proyectos; no son frecuentes los casos en que las políticas públicas y el financiamiento se mantengan constantes por más de 5 años, ni la intensidad de las intervenciones en un proyecto se mantenga por ese mismo periodo. Este modelo se propone como medio para simular el impacto de las diferentes estrategias de conservación y resolución de los conflictos entre seres humanos y grandes carnívoros en la percepción del nivel de tolerancia. Sin embargo, para corroborar la evolución del sistema como se plantea, se requiere de datos históricos o comparativos, con los cuales no se cuenta por el momento (Figura 5, 6).

CONCLUSIONES

Los grandes carnívoros sobrevivirán solamente si los seres humanos decidimos protegerlos. Se necesita identificar una solución integral que pueda reducir los costos causados por su presencia a niveles tolerables y tener el menor impacto negativo posible, si se quieren evitar



Figura 5. Pérdidas materiales por efecto de grandes carnívoros

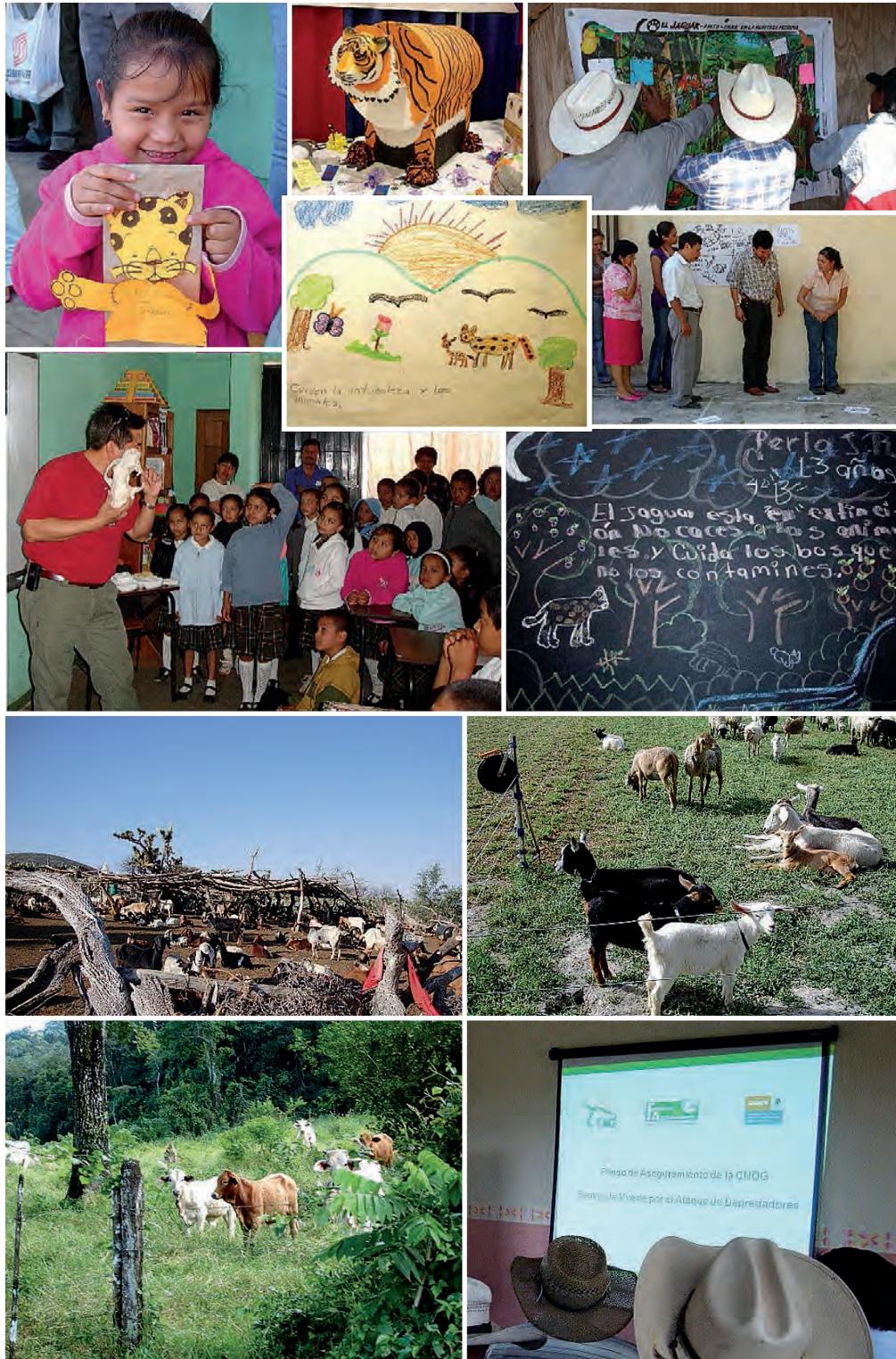


Figura 6. A. Concientización ambiental en las comunidades rurales. B: Propuestas de proyectos con apoyo gubernamental.

extinciones adicionales. Por ello, es de vital importancia el implementar proyectos que integren varias estrategias para la solución de conflictos. El modelo empleado en este trabajo facilita la comprensión del impacto del uso de dichas estrategias para el incremento de la tolerancia a la presencia de estos animales.

LITERATURA CITADA

- Arnonson D. 1998. Overview of systems thinking. Disponible: http://www.thinking.net/Systems_Thinking/OverviewSTarticle.pdf. Accesado: noviembre 12 de 2012.
- Baird T.D., Leslie, P.W., McCabe, J.T. 2009. The effect of wildlife conservation on local perceptions of risk and behavioral response. *Human Ecology*, 37:463-474.
- Breck S.W. 2004. Minimizing carnivore-livestock conflict: the importance and process of research in the search for coexistence, en Fascione, N., Delach, A., Smith, M.E. Eds. *People and Predators. From conflict to coexistence*, Washington, DC, E.U.A.: Defenders of Wildlife & Island Press: 13-27.
- Clayton S., Myers G. 2009. *Conservation Psychology. Understanding and promoting human care for nature*, E.U.A.: Wiley-Blackwell.
- Conover M. 2002. *Resolving Human-Wildlife Conflicts. The science of wildlife damage management*, Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Decker D.J., Riley S.J., Siemer W.F. 2012. *Human Dimensions of Wildlife Management*, Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Decker D.J., Siemer W.F., Leong K.M., Riley S.J., Rudolph B.A., Carpenter L.H. 2009. Conclusion: what is wildlife management?, en Manfredo, M.J., Vaske, J.J., Brown, P.J., Decker, D.J., Duke, E.A. Eds. *Wildlife and Society. The Science of Human Dimensions*, Washington, D.C.: Island Press: 315-327.
- Fascione N., Delach A., Smith M.E. 2004. Conclusion, en Fascione, N., Delach, A. & Smith, M.E. Eds. *People and Predators. From conflict to coexistence*, Washington, DC, E.U.A.: Defenders of Wildlife & Island Press: 263-268.
- Hill C.M. 2009. Working with communities to achieve conservation goals, in Manfredo, M.J., Vaske, J.J., Brown, P.J., Decker, D.J., Duke, E.A. Eds. *Wildlife and Society. The Science of Human Dimensions*, Washington, D.C.: Island Press: 117-128.
- Inskip C., Zimmermann A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43(1), 18-34.
- Kellert S.A., Black M., Rush C.R., Bath A.J. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology*, 10(4), 977-990.
- Macdonald D.W., Sillero-Zubiri C. 2002. Large carnivores and conflict: Lion conservation in context, en A.J. Loveridge, T. Lynam and D.W. Macdonald. Eds. *Lion conservation research*. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University. www.peopleandwildlife.org.uk/crmanuals/CarnivoreConflictP&WManual Accesado: mayo 12 de 2009.
- Madden F. 2004. Creating coexistence between humans and wildlife: global perspectives on local efforts to address human-wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9:247-257.
- Manfredo M.J. 2008. Who Cares about Wildlife? Social science concepts for exploring human-wildlife relationships and conservation issues. E.U.E.: Springer.
- Martín García J. 2012. *Dinámica de Sistemas. Ejercicios*. Barcelona, España. <http://www.dinamica-de-sistemas.com/> Accesado: junio 18 de 2013.
- Miquelle D., Nikolaev I., Goodrich J., Litvinov B., Smirnov E., Suvorov W. 2005. Searching for the coexistence recipe: a case of conflicts between people and tigers in the Russian Far East, en Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. Eds. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, New York: Cambridge University Press: 305-322.
- Quigley H., Herrero S. 2005. Characterization and prevention of attacks on humans, en Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. Eds.. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, New York: Cambridge University Press: 27-48.
- Sillero-Zubiri C., Sukumar R., Treves A. 2007. Living with wildlife: the roots of conflict and the solutions, en MacDonald, D., Service, K. Eds. *Key Topics in Conservation Biology*, E.U.A.: Blackwell Publishing, 253-270.
- Spiteri A., Nepal S.K. 2008. Evaluating local benefits from conservation in Nepal's Annapurna Conservation Area. *Environmental Management*, 42(3), 391-401.
- Stokes D.L. 2007. Things we like: human preferences among similar organisms and implications for conservation. *Human Ecology*, 35:361-369.
- Suazo Euceda J.P. 2005. *Percepción y uso de la vida silvestre. Tawahkas y ladinos en el Corredor Biológico Mesoamericano*, Tegucigalpa, Honduras: Guaymuras.
- Thirgood S., Woodroffe R., Rabinowitz A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods, en Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. (eds.). *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology 9, New York: Cambridge University Press: 13-26.
- Treves A., Karanth K.U. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491-1499.
- Treves A. 2009. The human dimensions of conflicts with wildlife around protected areas, en Manfredo, M.J., Vaske, J.J., Brown, P.J., Decker, D.J., Duke, E.A. Eds. *Wildlife and Society. The Science of Human Dimensions*, Washington, D.C.: Island Press: 214-228.
- Woodroffe R., Frank, L.G., Lindsey, P.A., ole Ranah, S.M.K., Romañach, S. 2007. Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: a case-control study. *Biodiversity Conservation*, 16: 1245-1260.
- Woodroffe R., Thirgood S., Rabinowitz A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on natural systems, en Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. Eds. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, New York: Cambridge University Press: 1-12.

ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL DE FAUNA SILVESTRE, MEDIANTE EL USO DE CÁMARAS-TRAMPA

ESTIMATING THE POPULATION ABUNDANCE OF WILD FAUNA THROUGH THE USE OF CAMERA TRAPS

Gastelum-Mendoza, F.I.^{1,2*}; Arroyo-Ortega, J.P.¹; León-López, L.I.¹

¹Universidad Estatal de Sonora, Ley Federal del Trabajo s/n, Col. Apolo, Hermosillo, Sonora. ²Campus San Luis Potosí, Iturbide 73, Salinas Hidalgo, SLP, México, 78600.

Autor responsable: gastelum.fernando@colpos.mx

RESUMEN

A través de los años se han empleado varias medidas para el restablecimiento, mantenimiento e incremento de poblaciones de animales de caza. Una de éstas son los bebederos-comederos artificiales, y el monitoreo de las poblaciones con cámaras-trampa, considerada ésta como herramienta no invasiva en el estudio de fauna silvestre. Con el fin de identificar los beneficios de los bebederos-comederos como una herramienta combinada de monitoreo de fauna silvestre, se registraron durante noviembre y diciembre de 2011 y marzo de 2012, fotografías captadas por 30 cámaras-trampa rotadas en 69 bebederos-comederos en la UMA "Rancho San Huberto" en Sonora, México. Con la información obtenida se estimó la densidad de especies por bebedero-comedero, registrada como número de individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, en un área definida por polígonos de Thiessen. Las especies más abundantes fueron el venado bura macho con una densidad de un individuo, el venado bura hembra con 1.66 individuo, pecarí de collar con 0.7, coyote con 0.1, paloma ala blanca con 0.8, y paloma huilota con 0.2. La densidad registrada, muestra que la información proporcionada por las cámaras-trampa, puede ser una herramienta importante para estimar la abundancia y distribución de las distintas especies de fauna silvestre presentes en un predio, además de proporcionar información acerca del beneficio de bebederos-comederos artificiales, cuyo manejo adecuado se puede traducir en un mejoramiento del hábitat que promueva la presencia y mayor permanencia de las especies de fauna silvestre.

Palabras clave: Venado bura, coyote, bebedero-comedero, pecarí, especies silvestres.

ABSTRACT

Throughout time several measures have been used to restore, maintain and increase populations of game animals. One of these is artificial water or food troughs and monitoring populations with camera traps, as it is considered a non-invasive tool in the study of wild fauna. With the goal of identifying the benefits of water-food troughs as a combined wild fauna monitoring tool, photographs taken by 30 camera traps, rotated in 69 water-food troughs at the "Rancho San Huberto" UMA in Sonora, México, were recorded during November and December 2011, and March 2012. With the information obtained, the species density per water-food trough was estimated, registered as number of individuals $\text{km}^{-2} \text{ day}^{-1}$, in an area defined by Thiessen polygons. The most abundant species were the male mule deer with a density of 1 specimen, the female mule deer with 1.66



specimens, collared peccary with 0.7, coyote with 0.1, Pacific dove with 0.8 and mourning dove with 0.2. The density recorded shows that information provided by the camera traps could be an important tool to estimate the abundance and distribution of different species of wild fauna present in a piece of land, in addition to providing information about the benefit of artificial water-food troughs, whose adequate management can be translated into an improvement of the habitat that promotes the presence and higher permanence of wild fauna species.

Keywords: mule deer, coyote, water-food trough, peccary, wild species.

INTRODUCCIÓN

La ubicación geográfica de México, situado entre las regiones biogeográficas neártica y neotropical favorece la riqueza de flora y fauna silvestres, contándose entre los países de mayor biodiversidad en el mundo, la cual representa para la sociedad, un valor estético, económico, comercial y cinegético, siendo este último el de mayor importancia en el norte de México, ya que representa el aprovechamiento que más beneficios genera (Cueillar y López, 2010). Lo anterior ha favorecido que tanto académicos como legisladores, hayan implementado diversas medidas para el restablecimiento, mantenimiento e incremento de las poblaciones de animales de caza (Owen, 1977). Bajo esta consideración, la SEMARNAT puso en operación el "Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000", mediante el cual se establecieron Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), definidas como predios de propiedad particular o ejidal, en los cuales se permite el aprovechamiento de partes, derivados, productos o subproductos de las especies de flora y fauna silvestres (SEMARNAT, 2010). Sin embargo, la administración de una UMA, requiere herramientas de mejora del hábitat que propicien el incremento y establecimiento de las poblaciones, tales como, la instalación de bebederos y comederos artificiales. Aunado a lo anterior, se requiere de técnicas de monitoreo, que faciliten la adquisición y sistematización de la información necesaria para interpretar los fenómenos ecológicos que se desean manipular por medio de un manejo adecuado (Ceballos y Miranda, 1992).

Dentro de estas metodologías, sobresalen la observación de animales sobre veredas o el conteo nocturno con luz artificial (técnicas directas), así como las indirectas, basadas en la obtención de información a través de indicios como huellas, excretas, madrigueras, cantos, etcétera (González y Gallina, 2011). Sin embargo en años recientes, el uso de cámaras-trampa en el estudio de fauna silvestre ha mejorado la comprensión de las relaciones ecológicas, y más recientemente la dinámica demográfica, (O'Connell et al., 2011). Un ejemplo de lo anterior, son los estudios de monitoreo poblacional de tigres en la India que realizaron Karanth y Nichols (1998).

En la actualidad, se pueden encontrar cámaras-trampa con disparo, las cuales se activan al registrar cualquier tipo de movimiento. Por el contrario, las cámaras-trampa sin disparo están programadas para registrar imágenes continuamente por un periodo de tiempo establecido. Se ha observado que el uso de estas herramientas en áreas de forrajeo provistas con agua y alimento, pueden proveer información acerca de los patrones de conducta y actividad animal, los cuales son indispensables para su manejo además de entender la estructura del ecosistema de una determinada región (O'Connell y Nichols, 2006). El objetivo de esta investigación, fue la utilización de cámaras-trampa con disparo, colocadas en puntos abastecidos de agua y alimento, con el fin de estimar la densidad de especies de fauna silvestre, de las cuales se presume, que de forma continua hacen uso de estas fuentes, y que son consideradas como herramientas de mejora de hábitat.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo, se realizó en la UMA "Rancho San Huberto", ubicado en el municipio de Pitiquito, Sonora, México, el cual cuenta con infraestructura básica como caminos y casa, además de 69 puntos provistos de agua y alimento para la fauna silvestre. El predio se caracteriza por contar con matorral xerófilo y presencia de mamíferos como el venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), coyote (*Canis latrans*), además de una gran variedad de aves, reptiles e insectos. Por otro lado, se realizan actividades de aprovechamiento cinegético de venado bura y pecarí de collar. Con el fin de obtener un registro fotográfico de las especies que utilizan los puntos abastecidos con agua y alimento a base de alfalfa achicalada, se instalaron 30 cámaras sensibles al movimiento equipadas con luz infrarroja (Figura 1), con disparos intermitentes de tres veces cada tres minutos al detectar movimiento. Las cámaras



Figura 1. Cámara equipada con luz infrarroja y sensible al movimiento

fueron colocadas a una distancia aproximada de entre 5 y 10 m del bebedero-comedero y a una altura de 1.5 m. Estas cámaras fueron rotadas para tener un registro fotográfico de los 69 puntos mencionados.

El registro fotográfico se realizó en tres períodos; el primero del 6 al 10 de noviembre de 2011, el segundo del 21 de noviembre al 11 de diciembre de 2011 y el tercero del 2 al 24 de marzo de 2012. El registro total

de las fotografías se clasificó, tomando en consideración las especies detectadas y la fecha en cada una de las fotografías.

Aunado a ello, se obtuvo el área de influencia de cada bebedero-comedero (Figura 2), utilizando el programa ArcGIS 10.0, tomando como criterio la distancia entre un bebedero-comedero y los que lo rodeaban (FAO, 1993).

El número de individuos de cada especie registrado por cada bebedero-comedero y fecha, fue promediado por día y bebedero-comedero. Posteriormente se dividió este promedio entre el área de influencia del bebedero-comedero. Con ello, se obtuvo un valor de densidad expresado en $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Este análisis se realizó para cada uno de los tres períodos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las especies de mamíferos detectadas por las cámaras-trampa en los tres períodos fueron venado bura (machos, hembras y juveniles) (*Odocoileus hemionus eremicus*), (Figura 3), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), coyote (*Canis latrans*), gato

montés (*Linx rufus*), tejón (*Taxidea taxus*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), liebre antílope (*Lepus alleni*) y juancito (*Spermophilus tereticaudus*).

Las especies de aves registradas, incluyeron al halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*) (Figura 4), aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*), aura o buitre americano cabecirrojo (*Cathartes aura*), paloma ala blanca, paloma huilota (*Zenaida asiatica*), cardenal (*Cardinalis cardinalis*), cuervo (*Corvus corax*), carpintero frente dorada (*Melanerpes aurifrons*), carpintero de pechera (*Colaptes auratus*), gorrión mexicano (*Carpodacus mexicanus*) y cenzontle norteño (*Mimus polyglottos*).

En total se registraron 1917 fotografías, de las cuales 757 fueron en noviembre de 2011, 1015 para diciembre de 2011 y 145 para marzo de 2012. El gorrión mexicano, fue la especie que registró mayor número de fotografías con 507, seguida de la paloma ala blanca con 354 y del venado bura hembra con 261.

Densidad

El venado bura macho, registro la mayor densidad promedio en noviembre de 2011 (Figura 5) con 1.74 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, con un valor máximo en el bebedero-comedero 18 de 3.37 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y mínima de 0.89 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 11, observando que la tendencia de la densidad entre períodos fue en disminución. Para el venado bura hembra la densidad promedio mayor se registró en diciembre con 2.88 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, registrando el valor máximo en el bebedero-comedero 60 con 26.12 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, un mínimo de 0.14 individuos $\text{km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el

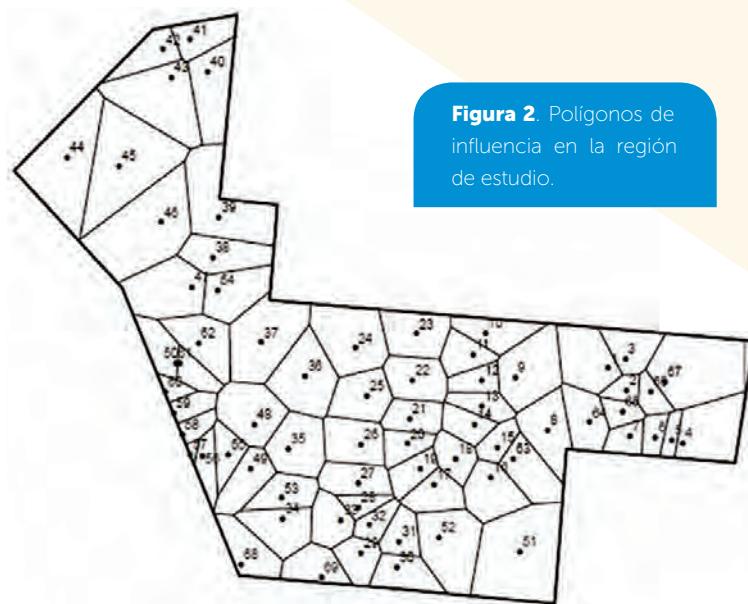


Figura 2. Polígonos de influencia en la región de estudio.



Figura 3 Venado Bura (*Odocoileus hemionus eremicus*).



Figura 4 Halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*) en un bebedero.

bebadero-comedero 51, observando que las densidades aumentaron de noviembre a diciembre, y disminuyeron en marzo.

En el caso del pecarí de collar, la mayor densidad promedio fue de $1.2 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en noviembre, siendo el valor más alto de $3.28 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 5, y la mínima en el bebedero-comedero 23 con $0.22 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Las densidades tendieron a la disminución entre los tres períodos. Para el coyote, la mayor densidad promedio fue de $0.16 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el mes de diciembre, con una máxima de $0.22 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 63 y una mínima de $0.04 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 1. Las densidades aumentaron de noviembre a diciembre y disminuyeron de diciembre a marzo. La paloma ala blanca presentó la máxima den-

sidad promedio en el mes de diciembre con $1.65 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$, la máxima de $20.06 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 3, y la mínima de $0.09 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 27.

Por último, para la paloma ala blanca y paloma huilota la máxima densidad promedio fue de $0.39 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el mes de diciembre, con una máxima de $4.59 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 3, y una mínima de $0.07 \text{ km}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el bebedero-comedero 24. En el caso de ambas especies de palomas las densidades aumentan de noviembre a diciembre y disminuyeron para marzo.

Las diferencias temporales, entre densidades para las distintas especies pudieran estar explicadas por la disponibilidad de agua en dichas temporadas del año, ya sea de forma directa encontrándose en cuerpos de agua, como riachuelos, o de manera indirecta contenida en algunas especies de plantas. Esto pudiera ser probado en trabajos posteriores, analizando las precipitaciones de los meses en los que se obtuvieron los datos para la realización de este trabajo.

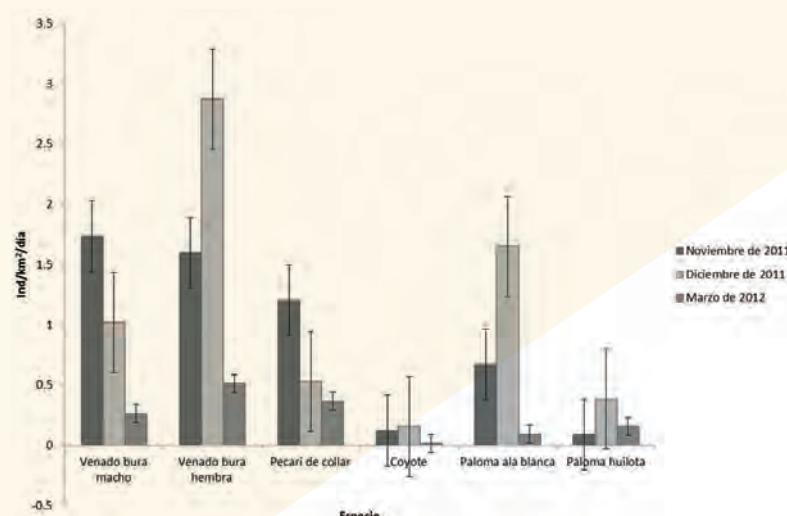


Figura 5 Valores de densidad de cinco especies de fauna silvestre registrados mediante cámara-trampa en una UMA del estado de Sonora, México.

En particular el venado bura prefiere zonas abiertas, aun cuando es una especie adaptada a climas secos, requiere de fuentes de agua la mayor parte del año, y las poblaciones están influenciadas por este factor, es por ello el que frecuente fuentes de agua. Se sabe que su época reproductiva ocurre de diciembre a febrero, lo cual ayuda a explicar

porque las mayores densidades para venado bura se registraron en noviembre y diciembre, y que las menores se encontrarán para el mes de marzo, correspondiente a la época de gestación. Esto explica el poco movimiento del venado bura en comparación con los meses de apareamiento. (SEMARNAT, 2010). En el caso del pecarí de collar, se ha registrado la mayor actividad en sitios cercanos a fuentes permanentes de agua, usualmente se mueven en grupos de 6 a 12 individuos (SEMARNAT, 2011), esto explica que esta especie se halla encontrado entre las más abundantes, además de que estos animales buscan resguardarse del clima y depredadores en cavidades del suelo, troncos huecos, bajo matorrales y en madrigueras que hacen otros animales (SEMARNAT, 2011), lo cual también explicaría que las densidades disminuyeran en los meses más fríos.

El coyote, como animal solitario, fue una de las especies con menor número de registros, además de que el mes de mayor reproducción ocurre en febrero, para nacer las crías en el mes de Abril o Mayo (Gese et al., 2008), lo cual explicaría porque en el mes de marzo se registraron las densidades más bajas, ya que podría corresponder a un mes de gestación, lo que propicia poco movimiento de los animales (Wilson y Dee Ann, 2005). Por último, las especies de palomas de zonas áridas, tal como de ala blanca y la huilota, reposan la mayor parte del día y pasan mucho tiempo perchando en épocas de mayor temperatura ambiental (SEMARNAT, 2009). Esto explicaría las diferencias en densidades entre noviembre y diciembre. La reproducción ocurre en los meses de mayor disponibilidad de alimento (SEMARNAT, 2009), lo cual podría

explicar la disminución en densidad en el mes de marzo comparado con diciembre.

Los resultados obtenidos, como la metodología empleada generan información útil para el manejo de estas especies con el fin de establecer tasas de aprovechamiento de especies de importancia cinegética, y al mismo tiempo como indicativo de la utilidad que brindan los bebederos-comederos para la fauna silvestre en cuanto al número de especies que hacen uso de ellos. Esta metodología puede facilitar el monitoreo sistemático de las especies de fauna silvestre, y la información obtenida, podría ser implementada para mejorar la manera en que los bebederos-comederos se utilizan, ya que se pueden instalar solo en aquellas épocas del año en las que la fauna necesita más agua.

CONCLUSIONES

Es relevante, dar seguimiento al registro fotográfico que proporcionan las cámaras-trampa a lo largo de todo un año para contrastar los resultados entre temporadas (evaluación intransversal). Del mismo modo es importante continuar con el monitoreo durante varios años ininterrumpidos para poder contrastar así las diferencias entre años (evaluación interanual) en la densidad de las especies de fauna silvestre. Se sugiere emplear una cámara-trampa por cada bebedero-comedero y tener un registro detallado del tiempo en que estas están captando fotografías, con el fin de aplicar modelos matemáticos para estimar la densidad de las especies, así como de la probabilidad de ocupación en los distintos polígonos. De igual manera se recomienda tomar en cuenta otras variables que pudiesen ser un factor limitante en la utilización de

los bebederos-comederos por las especies, tales como, la topografía, vegetación, temperatura, época del año y aspectos de territorialidad de las especies, y tipo de alimento, entre otras. Así mismo se podrían contrastar las densidades que se obtuvieron con las distintas etapas fonológicas de las diferentes especies vegetales que forman parte de la dieta de los organismos estudiados.

LITERATURA CITADA

- Ceballos G., Miranda. 1992. Estado actual de la fauna silvestre de México. Trace S.C., México.
- Cuellar G., López R. 2010. Plan de manejo tipo de venado bura (*Odocoileus virginianus*) para UMA extensiva. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Dirección General de Vida Silvestre.
- Don E. Wilson, DeeAnn Y., Reeder M. 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference.
- FAO. 1993. Planificación del aprovechamiento de la tierra. Colección FAO: Desarrollo, (1): 114 p.
- Gese E.M., Bekoff M., Andelt W., Carbyn L., Knowlton F. 2008. Lista Roja de Especies Amenazadas IUCN.
- González C., Gallina S. 2011. Manual de Técnicas para el Estudio de la Fauna. Instituto de Ecología.
- Karanth K.U., Nichols J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology 79(8), 2852-2862.
- O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. 2006. Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. Springer.
- Owen O.S. 1977. Conservación de recursos naturales. Edit. PAX-México. México, DF.
- SEMARNAT. 2009. Plan de manejo tipo para palomas, Dirección General de Vida Silvestre.
- SEMARNAT. 2010. Plan de manejo tipo para venado bura, Dirección General de Vida Silvestre.
- SEMARNAT. 2011. Plan de manejo tipo para pecarí de collar, Dirección General de Vida Silvestre.

DIVERSIDAD DE AVES EN EL CAMPUS CENTRAL DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO, MÉXICO

BIRD DIVERSITY IN THE CENTRAL CAMPUS OF THE UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO, MÉXICO

**Valencia-Trejo, G.M.¹; Ugalde-Lezama, S.¹; Pineda-Pérez, F.E.¹; Tarango-Arámbula, L.A.²;
Lozano-Osornio, A.³; Cruz-Miranda, Y.¹**

¹Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo. km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, Estado de México. C. P. 56230. ²Campus San Luis Potosí, Colegio de Postgraduados. Iturbe No. 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, CP 78600, México. ³Instituto de Enlaces Educativos A.C. Rinconada Camino a Santa Teresa No. 1040. Oficina 702. México, D.F.

Autor responsable: biologo_ugalde@hotmail.com

RESUMEN

De octubre a diciembre del 2013, se estudió la diversidad avifaunística en la sede de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH), utilizando el método de transecto de faja para el monitoreo de aves. Se registraron 50 especies y se conocen hasta ahora 63.8% de las especies esperadas. El Orden más representado fue Passeriforme con 64%. La riqueza de especies analizada de acuerdo al uso de suelo del Campus Universitario, tales como, urbana, agrícola, pecuaria y forestal; no muestraron diferencias significativas ($p\text{-value}=0.0153$). La distribución de la abundancia se ajustó a una log-normal ($X_2=16.1<18.3$; $gl=10$), el índice de diversidad de Shannon fue de $H'=3.1$. La diversidad de especies estimada con el índice de Shannon no exhibió diferencias significativas ($p\text{-value}=0.0024$) entre condiciones. El Campus Universitario ofrece a la avifauna diversos nichos ecológicos que permiten su coexistencia en este tipo de condiciones.

Palabras clave: riqueza, abundancia, diversidad, transecto de faja, Chapingo.

ABSTRACT

From October to December of 2013, the bird life diversity in the venue of Universidad Autónoma Chapingo (UACH) was studied, using the method of belt transect to monitor birds. Of the species expected, 50 species were recorded and 63.8 % are known until today. The most represented Order was Passeriforme with 64 %. The wealth of species was analyzed according to the soil use of the university campus, such as urban, agricultural, livestock and forest conditions; no significant differences are shown ($p\text{-value}=0.0153$). The distribution of abundance was adjusted to a log-normal ($X_2=16.1<18.3$; $gl=10$), the Shannon diversity index was $H'=3.1$. The diversity of species estimated with the Shannon index did not show significant differences ($p\text{-value}=0.0024$) between conditions. The university campus offers the bird life various ecological niches that allow their coexistence under this type of conditions.

Keywords: wealth, abundance, diversity, belt transect, Chapingo.

INTRODUCCIÓN

México

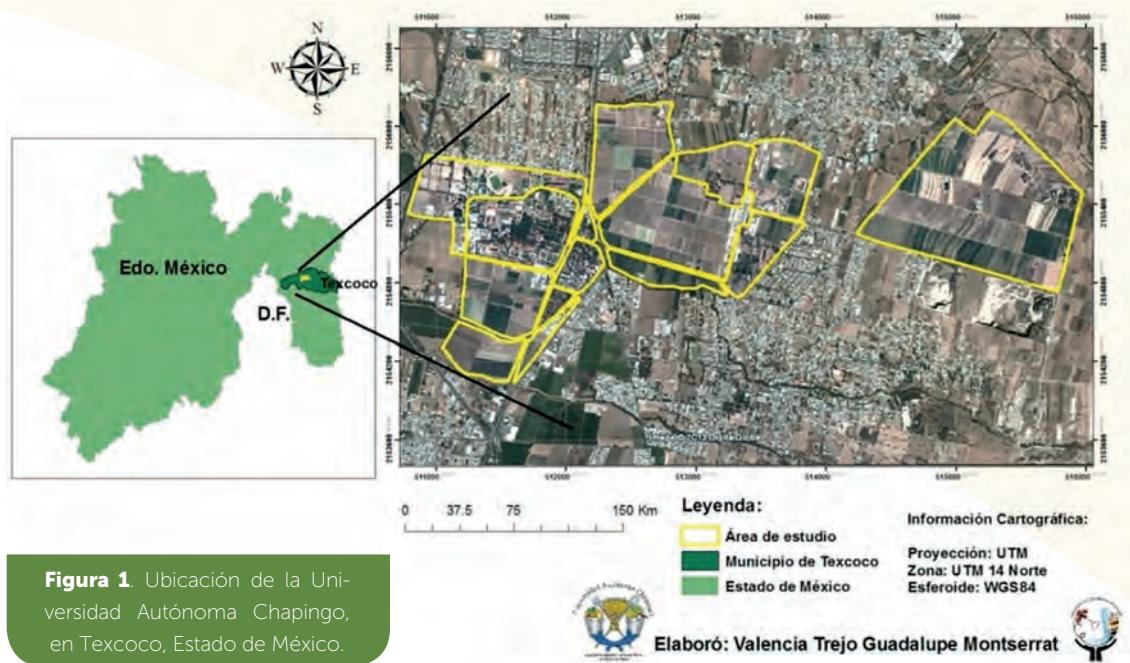
en cuanto a avifauna; ocupa el doceavo lugar mundial en número de especies, con alrededor de 1076 especies (Ceballos *et al.*, 2002), de las 9,845 que existen en el mundo (Perrins, 2006); más de las que existen en Estados Unidos y Canadá en conjunto (Navarro y Benítez, 1995); clasificadas en 471 géneros (27% de los géneros del mundo), 87 familias (57%) y 22 órdenes (81%) (Instituto Nacional de Ecología, 2002). El 70% de estas especies son residentes, cerca de 16% son endémicas o quasi endémicas del país y aproximadamente 30% tienen hábitos migratorios (Berlanga, 2001). Un número importante de éstas se encuentran en alguna categoría de riesgo en listas nacionales e internacionales, atribuido a la destrucción o modificación de los ambientes naturales, cacería ilegal, tráfico de especies y contaminación (Ceballos *et al.*, 2002), a pesar de que las aves desempeñan diversos y complejos papeles en la dinámica natural de los ecosistemas como polinizadores y dispersores de semillas entre otros (Instituto Nacional de Ecología, 1996).

En el área de influencia de la Universidad Autónoma Chapingo (UACh), se ha acelerado la reconversión de los terrenos agrícolas en nuevos asentamientos urbanos con consecuencias socio-ambientales (Barrios y Magnealy, 2006). Sin embargo el Campus Universitario cuenta con 389.95 hectáreas de áreas agrícolas experimentales (80% de su superficie), sembradas princi-

palmente con cultivos agrícolas de riego y temporal; también cuenta con áreas de frutales y áreas experimentales forestales. El Campus central, es una área verde en medio de una gran urbe, que proporciona zonas de refugio, anidación, alimentación y descanso, tanto a especies de aves residentes como migratorias (Ramírez-Albores, 2008), lo que favorece condiciones potenciales para la conservación de la avifauna. A pesar de su importancia ecológica en el mantenimiento de procesos ecológicos, incluso en zonas urbanas, no existen estudios en el Campus Universitario de la UACh en el que se estimen comparativamente parámetros poblacionales para inferir el papel que juegan áreas universitarias en el mantenimiento de la biodiversidad local y regional; menos aún, que consideren un mosaico de diferentes condiciones potenciales de uso para la avifauna. El objetivo fue determinar la importancia del Campus Universitario en el mantenimiento de la diversidad avifaunística, particularmente de aves en categoría de riesgo con fines de su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Universidad Autónoma Chapingo se localiza en la parte oriental de la Cuenca del Valle de México, en el kilómetro 38.5 de la Carretera México-Texcoco ($19^{\circ} 29' y 19^{\circ} 30' N$, y $98^{\circ} 50' y 98^{\circ} 54' O$), a una altitud de los 2,250 a 2,600 m (Barrios y Magnealy, 2006). En este Campus hay cuatro condiciones potenciales de uso avifaunístico: la urbana (CURB), la agrícola (CAGR), la pecuaria (CPEC), y la forestal (CFOR) (Figura 1).



Para el desarrollo de este estudio se utilizó el método sistemático consistente en distribuir unidades de muestreo a intervalos regulares de 480.5 m en promedio, entre cada unidad de elección, mediante un criterio pre establecido partiendo de un punto elegido al azar (Martella *et al.*, 2012). De esta forma, se estableció una cobertura de muestreo de 26 Unidades de Elección (UEL) de 1 ha^{-1} , en una superficie neta muestreada de 469.5 hectáreas (Figura 2).

Los muestreos se realizaron cada quince días con una duración de tres días cada uno, de octubre a diciembre de 2013. Se utilizó el método de conteo por transectos de faja (Wunderle, 1994) que consiste en observar a todos los individuos de aves sobre un transecto de 200 m de largo y 25 m a cada costado registrándolas a nivel de especie, número de individuos, fecha, hora de inicio y término de cada transecto. Las observaciones se llevaron a cabo de las 06:00 am, a 11:00 am, y de 16:00 pm, a 19:00 pm. Es importante resaltar, que las visitas a cada UEL se realizaron de manera rotativa para contar con registros de diversas horas del día. La observación de las aves se efectuó utilizando binoculares marca Bushnell de (20×42) y su identificación con guías de campo (Peterson y Chalif, 1994; Howell y Webb, 1995; National Geographic Society, 2002). Para cuantificar y ordenar sistemáticamente el número de especies de aves (riqueza específica) en cada condición, se utilizó la nomenclatura de clasificación de la Unión Americana de Ornitólogos (A.O.U., 1998). Se eligió el estimador no paramétrico denominado Jackknife de Primer Orden, mediante el cual se evaluó la riqueza de especies en cada condición, se usaron datos de presencia-ausencia, dicho estimador representa uno de los índices de su tipo más preciso y menos sesgado (Miller, 1964; Whittaker, 1972; Palmer, 1990). El cálculo de este índice se realizó con el programa de cómputo EstimateSWin910 (Colwell, 2013).

La preferencia de las aves por alguna condición en particular se determinó empleando el índice de frecuencia de observación, y para ello se utilizaron los datos de las especies de aves abundantes o representativas (especies con más de 21 individuos) y poco abundantes o no representativas (especies con menos de 20 individuos). La ecuación que la describe es (Curts, 1993, modificada para el presente estudio): $FO = (\text{No. de individuos registrados de una especie en una condición} / \text{Número total de individuos de todas las especies registradas en cada condición}) * 100$. Todo el análisis de frecuencia para cada

condición, se efectuó en el software Microsoft Excel (2010).

Para determinar diferencias significativas de riqueza específica registrada se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$. Dichos análisis se llevaron a cabo con el software estadístico InfoStat (Robledo, 2008). Las posibles diferencias significativas fueron corroboradas a través de una prueba multivariante de conglomerados, para ello se utilizaron los datos de presencia-ausencia por muestreo en cada condición. La distancia considerada fue la Eucladiana. Para describir la distribución de la abundancia e inferir la estructura de las comunidades de aves registradas se utilizó un modelo log-normal (Moreno, 2001). Para verificar el ajuste del mismo se utilizó una prueba de bondad de ajuste de χ^2 (Infante y Zárate-Lara, 2010; Moreno, 2000). La diversidad de especies se calculó utilizando los datos de presencia-ausencia por muestreo en cada condición del Campus Universitario, con el índice de Shannon (Magurran, 1988). Dicho análisis se realizó en "EstimateS" (Colwell, 2013). Para establecer el nivel de similitud en la composición de las especies registradas entre condiciones y a nivel de Campus Universitario se utilizó el índice de Jaccard. El cálculo de éste se realizó en "EstimateS" ver. 9.1 (Colwell, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 3 y Cuadro 1, muestra el registro de 50 especies de aves de nueve órdenes y 27 familias (A.O.U., 1998). Tres especies están sujetas a protección (SEMARNAT, 2010; D.O.F., 2010); una es endémica (Navarro y Benítez, 1993; Howell y Web 1995) y cinco están en algún apén-



Figura 2. Diseño del muestreo.

dice (CITES, 2013); todas se encuentran en estatus de preocupación menor (IUCN, 2014)

El Orden mejor representado fue el Passeriforme con 32 (64%) especies; y el menor el Ciconiiforme con una (4%) (Figura 3 A). Las familias con más especies fueron: Emberizidae con siete (14%); Accipitridae, Cardelidae, Falconidae, Fringilidae, Psittacidae y Trochilidae con dos (24%) respectivamente; mientras que otras 16 familias solo presentaron una cada una (32%), (Figura 3.B).

La riqueza de especies con Jackknife1 fue de 24.9 (CURB), 24 (CAGR), 9.5 (CPEC) y 14 (CFOR).

Con el esfuerzo de muestreo aplicado en cada condición se logró detectar el 58.8 % (14.7), 52 % (46.2), 52.8% (18) y 55.4 % (26.2), respectivamente de las especies predichas por el estimador (Figura 4 A, B; Figura 5 A, B).

La prueba de Kruskall-Wallis ($p\text{-value}=0.0153$) evidenció diferencias significativas en el número de especies entre cada condición bajo estudio. La riqueza de especies con Jackknife1 para el área de estudio fue de 49.9 especies. Con el esfuerzo de muestreo aplicado se identificaron 30.3 especies (63.8 %, Figura 6). La prueba de Kruskall-Wallis evidenció que no existen diferencias significativas

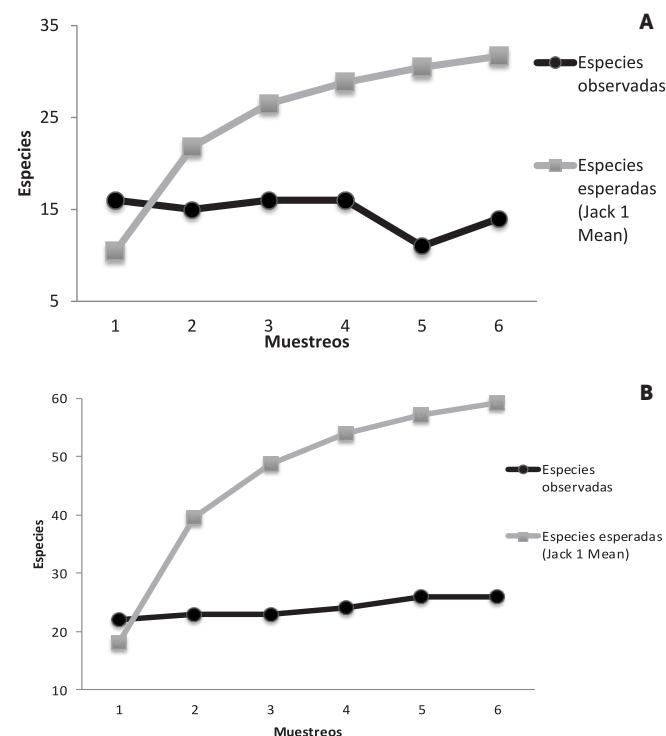


Figura 4. Curvas de acumulación de especies: A: CURB. B: CAGR.

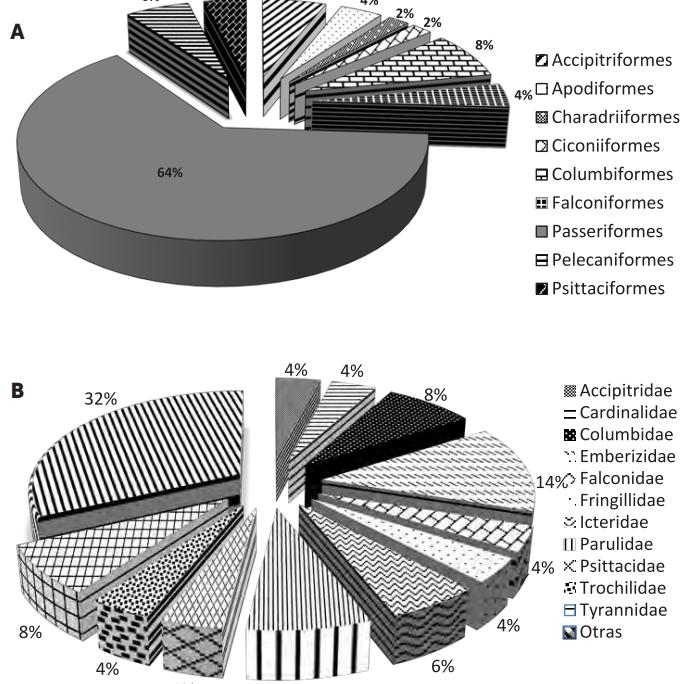


Figura 3. A: Órdenes de aves registrados en el Campus Central de la UACh. B: Familias de aves registradas en el Campus Central de la UACh.

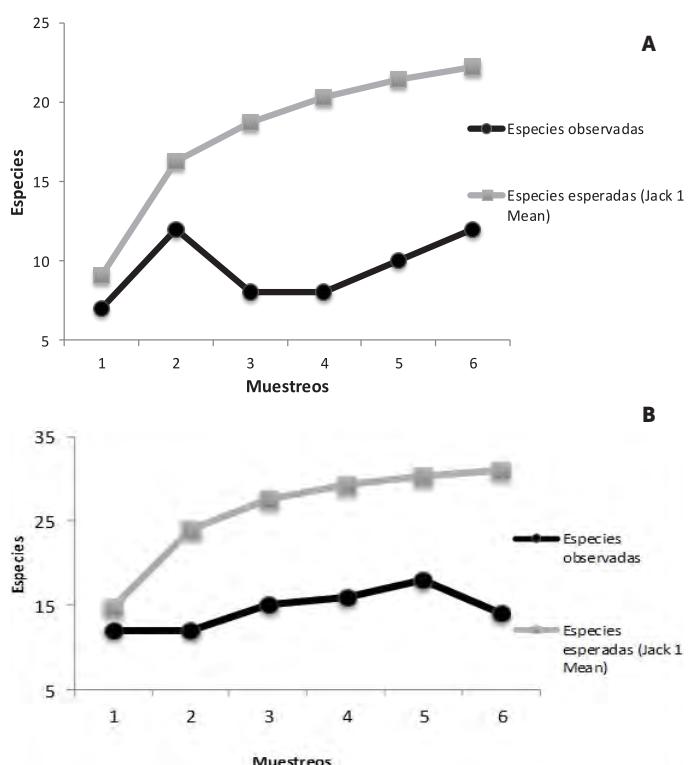


Figura 5. Curvas de acumulación de especies: A: CPEC; B: CFOR.

Cuadro 1. Listado taxonómico de la avifauna presente en el Campus Central de la Universidad Autónoma Chapingo.

Orden	Familia	Subfamilia	Especie	Estatus				Endemismos	Estacionalidad
				NOM-059	CITES	UICN	NMBCA		
Passeriformes	Icteridae		<i>Agelaius phoeniceus</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Pelecaniformes	Ardeidae		<i>Bubulcus ibis</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Accipitriformes	Accipitridae		<i>Buteo jamaicensis</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Apodiformes	Trochilidae	Trochilinae	<i>Calothorax lucifer</i>	SC	All	LC	TM	No endémica	Residente
Passeriformes	Parulidae		<i>Cardellina pusilla</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Visitante de invierno
Accipitriformes	Cathartidae		<i>Cathartes aura</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Residente
Charadriiformes	Charadriidae	Charadriinae	<i>Charadrius vociferus</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Passeriformes	Emberizidae		<i>Chondestes grammacus</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Columbiformes	Columbidae		<i>Columba livia</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Columbiformes	Columbidae		<i>Columbina inca</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Columbiformes	Columbidae		<i>Columbina passerina</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Tyrannidae	Fluvicolinae	<i>Contopus pertinax</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Residente
Apodiformes	Trochilidae	Trochilinae	<i>Cynanthus latirostris</i>	SC	All	LC	PR	No endémica	Residente
Passeriformes	Tyrannidae	Fluvicolinae	<i>Empidonax oberholseri</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Visitante de invierno
Falconiformes	Falconidae	Falconinae	<i>Falco peregrinus</i>	PR	AI	LC	NM	No endémica	Residente
Falconiformes	Falconidae	Falconinae	<i>Falco sparverius</i>	SC	All	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Fringillidae	Carduelinae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Hirundinidae	Hirundininae	<i>Hirundo rustica</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Passeriformes	Laniidae		<i>Lanius ludovicianus</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Psittaciformes	Psittacidae	Platycercinae	<i>Melopsittacus undulatus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Accidental
Passeriformes	Emberizidae		<i>Melospiza lincolni</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Emberizidae		<i>Melozone fusca</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Icteridae		<i>Molothrus aeneus</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Ciconiiformes	Ciconiidae		<i>Mycteria americana</i>	PR	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Psittaciformes	Psittacidae	Arinae	<i>Myiopsitta monachus</i>	SC	All	LC		No endémica	Accidental
Passeriformes	Parulidae		<i>Oreothlypis celata</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Accipitriformes	Accipitridae		<i>Parabuteo unicinctus</i>	PR	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Passeridae		<i>Passer domesticus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Cardinalidae		<i>Passerina caerulea</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Residente
Pelecaniformes	Pelecanidae		<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	SC	SC	LC		No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Emberizidae		<i>Peucaea botterii</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Cardinalidae		<i>Piranga rubra</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Visitante de invierno
Pelecaniformes	Threskiornithidae	Threskiornithinae	<i>Plegadis chihi</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Residente
Passeriformes	Polioptilidae		<i>Polioptila caerulea</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Passeriformes	Aegithalidae		<i>Psaltriparus minimus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Tyrannidae	Fluvicolinae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	SC	SC	LC	PR	No endémica	Residente
Passeriformes	Icteridae		<i>Quiscalus mexicanus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Regulidae		<i>Regulus calendula</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Parulidae		<i>Setophaga coronata</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Parulidae		<i>Setophaga townsendi</i>	SC	SC	LC	NM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Fringillidae	Carduelinae	<i>Spinus psaltria</i>	SC	SC	LC	PR	No endémica	Residente
Passeriformes	Emberizidae		<i>Spizella pallida</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Emberizidae		<i>Spizella passerina</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Passeriformes	Emberizidae		<i>Sporophila torqueola</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Sturnidae		<i>Sturnus vulgaris</i>	SC	SC	LC		No endémica	Visitante de invierno
Passeriformes	Troglodytidae		<i>Thryomanes bewickii</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Mimidae		<i>Toxostoma curvirostre</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Turdidae		<i>Turdus rufopalliatus</i>	SC	SC	LC		No endémica	Residente
Passeriformes	Tyrannidae	Tyranninae	<i>Tyrannus vociferans</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente
Columbiformes	Columbidae		<i>Zenaida macroura</i>	SC	SC	LC	TM	No endémica	Residente

SC-Sin categoría, PR- Sujeta a protección especial, AI- Apéndice I, All- Apéndice II, LC-Preocupación menor, NM-Migratoria Neotropical, TM-Migratoria de bosques templados, PR-Residente Permanente.

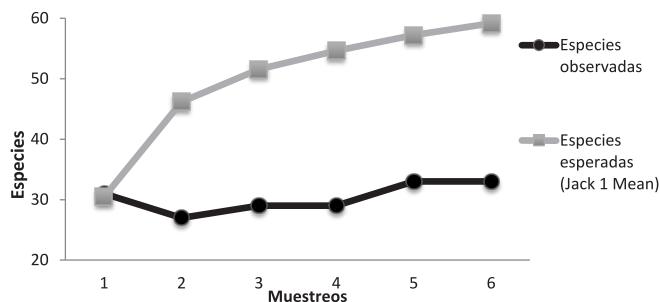


Figura 6. Curvas de acumulación de especies por muestreo considerando todas las condiciones.

($p\text{-value}=0.2870$) en la riqueza de especies registradas en cada muestreo en todas las condiciones.

Estudios similares por Lannacone *et al.* (2010) sugieren que pueden registrarse más especies incrementando el esfuerzo de muestreo. Varona (2001) observó que después de un año de muestreo las curvas de acumulación de especies se estabilizan. Los muestreos se consideraron representativos ya que se realizó en más del 70% de las especies esperadas. Los patrones registrados tales como, pérdida de riqueza e incremento de especies exóticas, siguieron tendencias similares a las reportadas por otros autores (Ramírez-Albores, 2008). Sin embargo, las áreas verdes y/o los pequeños parches de vegetación en el área de estudio, facilitan el sostenimiento de una mayor diversidad lo que coincide con Jiménez (1988); Harvey y Haber (1999); Harvey *et al.*, (2000); Manhaes y Ribeiro (2005) quienes reportan que los árboles cumplen un papel importante en la conservación de especies de aves silvestres en paisajes fragmentados; incluso actúan como corredores biológicos, mejorando la conectividad

del paisaje, aumentando también la dispersión de semillas, además de ser sitios de paso durante la migración de algunas especies (Stopver). Varona (2001) señala que la riqueza de aves se relaciona más con la variedad de ambientes (heterogeneidad de formas de vida) que con el tamaño del sitio. Las diferencias detectadas en la riqueza de especies entre condiciones concuerda con Medina *et al.*, (2007) quienes señalan que las zonas urbanas que cuentan con áreas de cultivo y espacios abiertos diversos como la UACh, ofrecen a algunas especies de aves una amplia variedad de recursos comparados con los bosques maduros y/o secundarios. La distribución de la abundancia de aves en el área de estudio se ajustó al moldeo log-normal ($X_2=16.1 < 18.3$; $gl=10$) (Figura 7).

Lo anterior coincide con MacArthur (1957); Ibáñez y García-Álvarez (2002) quienes señalan que la distribución de la abundancia ajustada a este modelo se distribuye uniformemente o aleatoriamente a lo largo de la comunidad; es decir, la comunidad se encuentra conformada jerárquicamente por algunas especies abundantes, sobresaliendo las especies con abundancia intermedia como más comunes, y por último las especies raras. Esto es reportado por May (1975); Magurran (1988); Fra y Silverio (2002); Cândido *et al.* (2006); Larreta *et al.* (2008) quienes señalan que no existe dominancia de alguna especie en la utilización de recursos, la comunidad es relativamente estable y sus especies pueden coexistir. Sin embargo, recomiendan el uso de modelos de distribución de la abundancia para detectar patrones ecológicos en las comunidades avifaunísticas. El índice de diversidad de Shannon fue de $H'=3.10$, los valores del índice por condición se presentan en la (Figura 8).

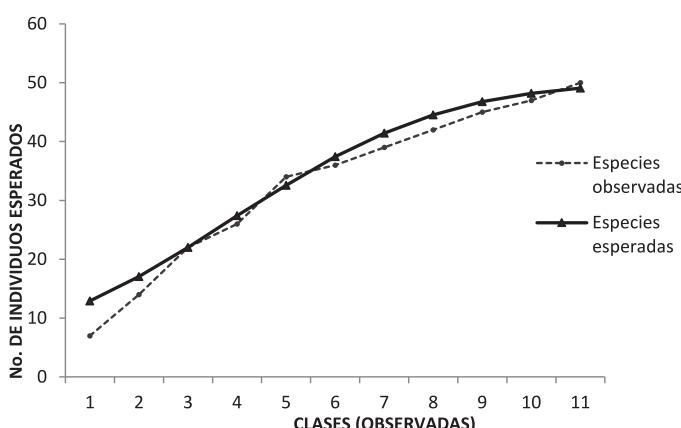


Figura 7. Distribución de la abundancia de aves ajustada a un modelo log-normal.

La prueba de Kruskal-Wallis para los índices de diversidad demostraron que no existen diferencias significativas ($p\text{-value}=0.0024$) entre condiciones. La distribución de las frecuencias mostradas como porcentajes (FO) de las condiciones del Campus Universitario, señala que, la CAGR presentó el mayor número de individuos y especies (56.5 %) registrados.

El análisis por condición reveló la estructura de la comunidad en tres grupos: CURBCPEC, CPEC-CAGR y CAGR-CPEC (Figura 8 A). Los grupos CURB-CPEC y CAGR-CFOR son más similares y se asemejan en cierto grado a las CPEC y CAGR. El análisis de conglomerados (frecuencia de especies o abundancias) muestran tres grupos: CURB-CFOR, CFOR-CPEC CPEC y CAGR (Figura 8.B). Esto coincide con Almazán y Hinterhozer

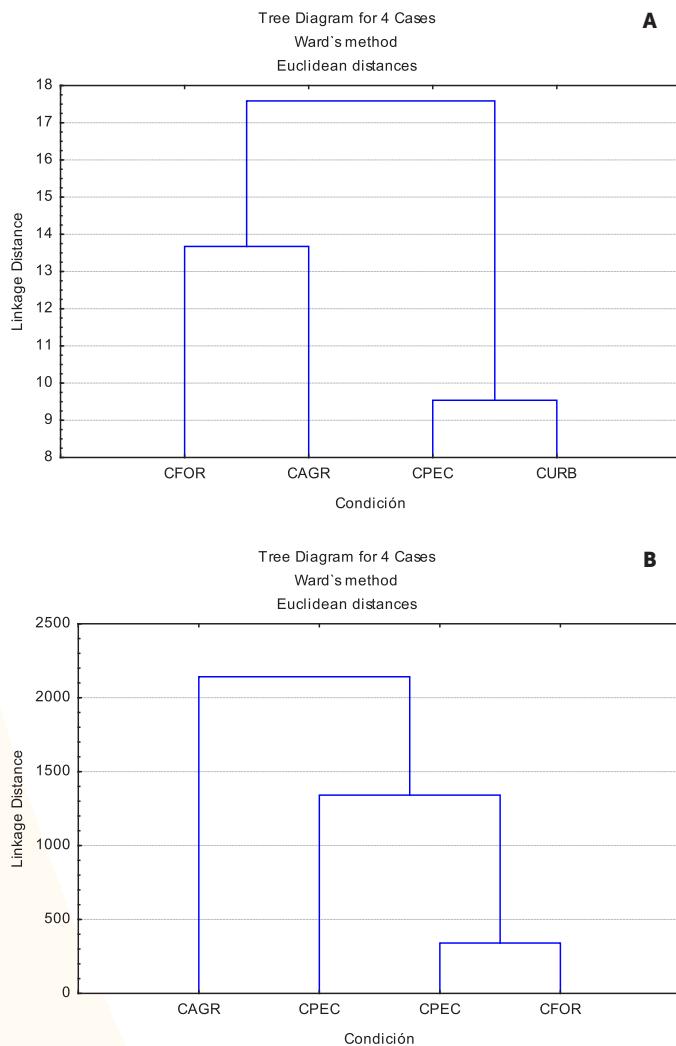


Figura 8. A: Presencia-ausencia de especies de aves por condición. B: Abundancia de especies de aves por condición.

(2010) quienes señalan una amplia diversidad de aves en áreas urbanas, sin embargo, difiere con Ramírez-Albores (2008) y Ruiz (2013) quienes reportan una diversidad de aves menor en áreas arboladas universitarias, debido a menor heterogeneidad en la composición vegetal; en contraste, en el presente estudio se evaluaron más condiciones ambientales, por lo que la disponibilidad de recursos provee de más nichos ecológicos a las aves atraiendo mayor número de especies.

CONCLUSIÓN

El Campus Central de la UACH alberga una alta diversidad avifaunística. Es una zona de importancia para la conservación de aves por la presencia de especies de interés para la conservación en el contexto nacional e internacional. Presenta una comunidad de aves relati-

vamente estable en sus interacciones ecológicas; aún y cuando el número de especies registradas es relativamente elevado, éstas pueden coexistir funcionalmente en el ambiente.

LITERATURA CITADA

- A.O.U. 1998. Check-list of North American Birds (7th ed.).
- Almazán N.R.C., Hinterholzer R.A. 2010. Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 11(1), 26-32.
- Barrios A.J.L., Magnealy C.J. 2006. Construcción de un Sistema de Información para la Universidad Autónoma Chapingo, utilizando imágenes de satélite de alta resolución. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México. 84 p.
- Berlanga H. 2001. Conservación de las aves de América del Norte. CONABIO. Biodiversitas, 38, 1-8
- Cândido R.E., Silva E., Martins V.S., Barreto C.C.F. 2006. Evaluación estacional de la riqueza y abundancia de especies de mamíferos en la Reserva Biológica Municipal "Mário Viana", Mato Grosso, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 54(3), 879-888.
- Ceballos G., Gómez S.H., Arizmendi A.M.C. 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. CONABIO. Biodiversitas, 41:1-7
- CITES. 2013. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Consultado 19-01-2014 en <http://www.cites.org/esp/app/applications.php>
- Colwell R.K. 2013. Estimates: Statical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0 Department of Ecology and Evolutionary Biology. University of Connecticut, U.S.A. User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Curts J. 1993. Análisis exploratorio de datos. En P. M. A. Salas y C. O. Trejo. *Las aves de la Sierra Purépecha del Estado de Michoacán*. SARH División Forestal, Coyoacán. México, Distrito Federal. 14 p. (Boletín Informativo #79).
- D.O.F 2010. Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Cámara de Diputados. H. Congreso de la Unión. México.
- Fra E.A., Silverio M.J. 2002. Estudio de la comunidad de invierno de las aves en el dique Sumampa (Dpto. Paclín, Catamarca).
- Harvey C., Haber W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44, 37-68.
- Harvey C., Guindon C.F.; Haber W.A., Hamilton De-Rosier D., Murray KG. 2000. The importance of forest patches. Isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde. Costa Rica. In IUFRO Word Congress (21, 2000, Kuala Lumpur, MY). Subplenary Sessions. Kuala Lumpur, MY. 1, 787-798.
- Howell S.N.G., Webb S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. New York: Oxford University Press.
- Iannaccone J., Atasi M., Bocanegra T., Camacho M., Montes A., Santos S., Alayo M. 2010. Diversidad de aves en el humedal Pantanos

- de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. *Biota Neotropica*, 10(2), 295-304.
- Ibáñez M.J.J., García-Álvarez A. 2002. Diversidad: Biodiversidad edáfica y geodiversidad. *Edafología*, 9(3), 329-385.
- Infante G.S., Zárate-Lara G.P. 2010. Métodos estadísticos: un enfoque interdisciplinario. (1a ed.). México: Trillas. 145 p.
- Instituto Nacional de Ecología (INECOL). 2002. Biblioteca de Sonidos Aves de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México D.F.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 1996. Guía de aves canoras y de ornato. INE, CONABIO y SEMARNAP. México, D.F. 69 p.
- IUCN. 2014. International Union for Conservation of Nature. Consultado 06-02-2014 en <http://www.iucnredlist.org/amazing-species>
- Jiménez S.M. 1988. Diagnóstico ecológico de las áreas verdes de la Delegación Cuauhtémoc, D.F. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Larreta B.V., Rivas J.C., Pérez J.J., Calderón O.A.A. 2008. Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31.
- MacArthur R.H. 1957. On the relative abundance of the birds species. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 43:293-295.
- Magurran A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement (1a ed.). New Jersey, U.S.A: Princeton University Press.
- Manhaes M.A., Ribeiro A.L. 2005. Spatial distribution and diversity of bird community in an urban area of southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48:285-294.
- Martella M.B., Trumper E., Bellis L.M., Renison D., Giordano P.F., Bazzano G., Gleiser, R.M. 2012. Manual de Ecología. Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de poblaciones silvestres. REDUCA (Biología). Serie ecología, 5(1), 1-31.
- May R. M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and Evolution of Communities*. M. L. Cody, J. M. Diamond (eds). Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts. Pp: 88-120.
- Medina O.R., Torres I.H.G., Mosquera J.T.R. 2007. Inventario de aves Passeriformes en áreas de expansión urbana en el municipio de Quibdó, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*, 26(1), 79-89.
- Miller R.S. 1964. Ecology and distribution of pocket gophers (Geomysidae) in Colorado. *Ecology*, 45: 256-272.
- Moreno C.E. 2000. Diversidad de quirópteros en un paisaje del centro de Veracruz, México. Tesis doctoral, Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, (1), 1-88.
- National Geographic Society. 2002. *Field Guide to the Birds of North America*. National Geographic Books. EUA. 503p.
- Navarro S.A., Benítez H. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Ciencias* 7:45-53.
- Navarro A., Benítez H. 1995. El dominio del aire (1a ed.). México: Fondo de Cultura Económica. México D.F. 96 p.
- Palmer M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *ECOLOGY*, 71:1195-1198
- Perrins C.M. 2006. La gran enciclopedia de las aves. Diana. México D. F. 84 p.
- Peterson R.T., Chalif E.L. 1989. Aves de México: Guía de Campo. Diana. México. 473p.
- Ramírez-Albores, J. E. (2008). Comunidad de aves de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza campus II, UNAM, Ciudad de México. *Huitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 9(2), 12-19.
- Robledo C.W. 2008. InfoStat, versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ruiz O.V.E. 2013. Diversidad avifaunística de un rodal de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*) bajo dos condiciones ecológicas en la Siberia, Estado de México. Tesis de maestría, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. 85 p.
- Varona D.E. 2001. Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la ciudad de México. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.
- Wunderle J.M. 1994. Método para contar aves terrestres del Caribe. USA, New Orleans, Louisiana: United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report SO-100.



DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE LA BASE DE PRESAS PARA *Panthera onca* Y *Puma concolor* EN UNA RESERVA DE LA BIOSFERA DE MÉXICO

DIVERSITY AND ABUNDANCE OF THE PREY BASE FOR *Panthera onca* AND *Puma concolor* IN A BIOSPHERE RESERVE IN MÉXICO

Hernández-SaintMartín, A.D.¹; Rosas-Rosas, O.C.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Agustín de Iturbide # 73 Colonia Centro. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, C.P. 78620, México.

Autor responsable: anuarhernandez@gmail.com

RESUMEN

La supervivencia de especies como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) depende en gran medida de que los refugios, tales como, las áreas naturales protegidas, cuenten con una buena base de presas. En este trabajo se describe la diversidad y abundancia de las presas potenciales para estos dos carnívoros en un área natural protegida de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México a través de foto trámpeo. Se registraron 25 especies de mamíferos y 14 de aves a través de tres técnicas no invasivas de monitoreo. Los mamíferos silvestres más abundantes fueron conejos, venado cola blanca y tejón, mientras que el hocofaisán fue el ave terrestre con mayor abundancia. La diversidad y abundancia de presas en esta región permite la presencia de varios ejemplares de ambos felinos y facilita que la reserva actúe como un refugio efectivo para éstos.

Palabras clave: fototrampeo, rastros, mamíferos medianos y grandes, aves terrestres, Abra-Tanchipa.

ABSTRACT

The survival of species such as jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) depends largely on refuges like natural protected areas to have a good prey base. In this study the diversity and abundance of potential prey for these two carnivores on a natural protected area in Sierra Madre Oriental, San Luis Potosí, México, is described through camera-trapping. Through three non-invasive monitoring techniques, 25 mammal and 14 bird species were recorded. The most abundant wild mammals were rabbits, white-tailed deer and white-nosed coati, while the great curassow was the terrestrial bird with highest abundance. The diversity and abundance of prey in this region allows the presence of several specimens of both felines and helps the reserve to act as an effective shelter for them.

Keywords: camera-trapping, tracks, medium and large mammals, terrestrial birds, Abra-Tanchipa.



INTRODUCCIÓN

El jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) son los dos grandes felinos del continente americano; en México, el primero ocupa únicamente 40% de su distribución original y está considerado en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010); mientras que el segundo al ser más tolerante a la perturbación tiene mayor distribución y está sujeto a aprovechamiento (SEMARNAT, 2011). Al ser carnívoros estrictos, requieren de áreas extensas con hábitat adecuado y una base de presas diversas y abundantes para su supervivencia (Polisar, 2002; Macdonald y Loveridge, 2010).

La dieta de estos felinos es diversa e incluye mamíferos, aves y reptiles silvestres (Oliveira, 2002), y en sitios donde las presas silvestres son poco abundantes pueden consumir animales domésticos (Rosas-Rosas *et al.*, 2008). Esta situación genera, usualmente un conflicto con los ganaderos que deriva en la eliminación de felinos en el área (Inskip y Zimmerman, 2009; Hoogesteijn y Hoogestiejn, 2011).

Las áreas naturales protegidas (ANP) son una herramienta utilizada para la conservación del hábitat del jaguar y el puma, desafortunadamente la mayoría no tiene el tamaño suficiente para mantener poblaciones viables de grandes felinos y generalmente se encuentran rodeadas por un ambiente fragmentado (Valenzuela-Galván *et al.*, 2008). En este contexto, las áreas naturales protegidas de tamaño pequeño con buen estado de conservación, juegan un papel fundamental para la supervivencia a largo plazo de éstos (Núñez, 2011), y por lo tanto la información sobre la diversidad y abundancia de la base de presas es fundamental para el planteamiento de estrategias de manejo y conservación adecuadas. Las técnicas no invasivas de monitoreo (como el fototrampeo y la búsqueda de rastros) permiten obtener una estimación rápida de la riqueza y abundancia de la fauna silvestre (Carbone *et al.*, 2001; O'Brien *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2003), estas características han hecho que su uso se haya generalizado en los últimos años (Mackey *et al.*, 2008; Rowcliffe y Carbone, 2008). En el presente trabajo se describe la diversidad y abundancia de la base de presas potenciales para el jaguar y puma en un área natural protegida de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

Este trabajo se realizó en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT) y en el paisaje fragmentado aledaño en su porción oeste. La RBSAT es la única área protegida federal en la parte tropical de San Luis Potosí y una de las más pequeñas de México (Torres y Sierra, 2003). La vegetación de la reserva está conformada por Selva baja caducifolia con manchones dispersos de Selva mediana subperenifolia (Rzedowski, 1965). Fuera de la zona protegida, hay un mosaico heterogéneo de vegetaciones secundarias, terrenos de cultivo y pastizales inducidos para la producción de ganado. Esta reserva es parte de la distribución del jaguar y el puma en el estado (Villordo-Galván et

al., 2010), y es un refugio importante para estos felinos a nivel regional (Hernández-SaintMartín *et al.*, 2013). Se ubica al noreste del estado, colindando con Tamaulipas, con una superficie de 21,464 ha (22° 05' 03"; 22° 24' 12" N; y 98° 52' 48"; 99° 00' 22" O). El área incluye un gradiente altitudinal de 250 hasta 800 m; una zona núcleo de 16,758 ha. El área se encuentra en la región de La Huasteca, que toma su nombre del grupo étnico que se desarrolló en lo que ahora son los estados de Veracruz, Hidalgo, Querétaro, Tamaulipas y San Luis Potosí. Etimológicamente significa: Abra, que significa bahía, apertura o paso entre montañas y Tanchipa que deriva del vocablo Tam-Tzilpa, que significa lugar del guiso tzilpan.

Especies potencialmente presentes en la RBSAT

Se realizó una revisión de los mapas de distribución (Leopold, 1950; Ceballos y Oliva, 2005) y el listado de mamíferos terrestres de San Luis Potosí (Dalquest, 1959), con énfasis en especies medianas y grandes ($\geq 1 \text{ kg}^{-1}$), para determinar cuáles podrían habitar la RBSAT. Posteriormente se revisaron los estudios sobre dieta (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Núñez *et al.*, 2000; Rosas-Rosas *et al.*, 2000; Rueda *et al.*, 2013) para identificar aquellas que han sido reportadas como presa de estos grandes felinos.

Trabajo de campo

La diversidad y abundancia de presas potenciales se estimó con la ayuda de tres técnicas. Entre octubre de 2010 y febrero de 2012 se realizaron cuatro temporadas de muestreo durante las que se instalaron estaciones de fototrampeo dentro del área protegida y en los

terrenos fragmentados aledaños a la RBSAT; se recorrieron los caminos de terracería, veredas de fauna y brechas corta fuego para localizar e identificar rastros (Heinemeyer et al., 2008; Aranda, 2012); esto mismo se realizó en la orilla de cuerpos de agua, y finalmente se registraron observaciones directas durante los recorridos de campo (Figura 1).

Las cámaras-trampa se programaron para operar de manera continua las 24 horas, con 3-5 minutos de retraso entre fotografías. En ningún sitio se utilizaron atrayentes o cebos para evitar en medida de lo posible la modificación del comportamiento de la fauna. Las cámaras se visitaron cada 20 días para verificar el correcto funcionamiento del equipo, la carga de las baterías, y para reemplazar las tarjetas de memoria o rollos fotográficos. De todas las fotografías obtenidas en cada temporada de muestreo, se identificaron los eventos independientes (O'Brien et al., 2003) definidos como:

- i. Fotografías consecutivas de individuos de diferentes especies.
- ii. Fotografías consecutivas de diferentes individuos de la misma especie.
- iii. Fotografías consecutivas de individuos de una misma especie con una separación de por lo menos 30 minutos entre capturas
- iv. Fotografías de animales de la misma especie que pueden ser identificados individualmente
- v. El número de individuos de la misma especie obtenidos en una sola fotografía.

Con ellos se calculó un índice de abundancia relativa (IAR) de cada especie para cada temporada de foto trámpeo:

$$IAR = \frac{\text{eventos independientes}}{\text{total noches - trampa}} \times 100$$

Posteriormente se promedió la abundancia de cada especie obtenida por temporada, y este valor se consideró como un indicador de la abundancia de las especies en la RBSAT. La identificación de huellas y las observaciones directas se utilizaron para registrar la presencia de especies que no fueron capturadas por las cámaras-trampa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con la revisión, en la RBSAT podrían encontrarse hasta 29 especies de mamíferos de tamaño mediano y grande. Además, en el área podrían habitar hasta cinco especies de aves terrestres de tamaño mediano.

Especies registradas en la RBSAT

A través de las tres técnicas se registraron un total de 25 especies de mamíferos medianos y grandes, así como, 14 de aves (Cuadros 1 y 2). La mayoría de los mamíferos fueron registrados por el foto trámpeo e identificación de rastros; y únicamente la especie de zorrillo (*Mephitis macroura*) y un marsupial (*Marmosa mexicana*) se registraron sólo a través de la observación directa.



Figura 1. Evidencias de registro de la diversidad y abundancia de presas del jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en la RBSAT obtenidas mediante foto trámpeo. A: Huellas de mapache en lodo (*Procyon lotor*). B: Avistamiento de tejón (*Nasua narica*). C: Venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*).

**Cuadro 1.** Mamíferos medianos y grandes registrados en la RBSAT.

Especie	Nombre común	Tipo de registro*
<i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache pelón	FT
<i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache	FT, OD
<i>Marmosa mexicana*</i>	Tlacuachín	OD
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo	FT, HU
<i>Sylvilagus</i> sp.	Conejo	FT, HU, OD
<i>Canis familiaris</i>	Perro doméstico	FT
<i>Canis latrans</i>	Coyote	FT
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	FT, HU
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote, Tigrillo	FT, HU
<i>Leopardus wiedii</i>	Margay, Peluda	FT, HU
<i>Panthera onca</i>	Tigre, jaguar	FT, HU
<i>Puma concolor</i>	León, puma	FT, HU
<i>Puma yagouaroundi</i>	Onza, leoncillo	FT, OD, HU
<i>Conepatus leuconotus</i>	Zorrillo de espalda blanca	OD, HU
<i>Mephitis macroura</i>	Zorrillo listado	OD
<i>Nasua narica</i>	Tejón	FT, OD, HU
<i>Procyon lotor</i>	Mapache	FT, HU
<i>Bos</i> spp.	Ganado bovino	FT, OD
<i>Mazama temama</i>	Temazate, chacalito	FT, HU
<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	FT, OD, HU
<i>Pecari tajacu</i>	Jabalí de collar	FT, OD, HU
<i>Equus caballus</i>	Caballo	FT, OD
<i>Equus asinus</i>	Burro	FT
<i>Sciurus</i> sp.*	Ardilla	FT, OD
<i>Cuniculus paca</i>	Tuza real	FT

* FT=Foto trámpeo, OD=Observación directa, HU=Huellas u otros rastros.

Las especies registradas en este estudio representan 86.2% de los mamíferos y 100% de las aves terrestres de tamaño mediano y grande que potencialmente están presentes en la RBSAT. Las especies de mamíferos que no fueron registradas por ningún método incluyen seis carnívoros (gato montés *Lynx rufus*; grisón *Galictis vittata*; viejo de monte *Eira barbara*; zorrillo manchado *Spilogale gracilis*; martucha *Potos flavus* y cacomixtle *Bassariscus astutus*), un roedor (puerco espín *Coendou mexicanus*), un marsupial (*Philander opossum*) y el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*). La falta de registro de estas especies no implica que no se encuentren presentes en la zona y puede estar relacionada con la

efectividad de las distintas técnicas utilizadas. De manera particular, la martucha, el puerco espín y el oso hormiguero son animales arborícolas que raramente bajan al suelo por lo que su captura con cámaras-trampa y localización de huellas es complicada (Harmsen *et al.*, 2010).

Abundancia relativa

Se obtuvieron 2567 fotografías de 34 especies de fauna con 8663 noches-trampa (Figura 2). De dichas fotografías, 1194 fueron eventos independientes. Un mamífero (*Sciurus* sp.) y ocho aves fueron especies de tamaño pequeño (*Cianocorax morio*; *Zenaida* sp.; *Momotus momota*; *Quiscalus mexicanus* y *Melanerpes aurifrons*) y que solo bajan al piso ocasionalmente (*Accipiter* sp.; *Spizaetus ornatus*; *Micrastur semitorquatus*) por lo que es probable que no sean utilizadas como presas por el jaguar y el puma y por lo tanto no se calculó su IAR. La especie silvestre más abundante fue el conejo, seguida del venado cola blanca y tejón. Los bovinos fueron la especie doméstica más abundante, sin embargo las fotografías se obtuvieron únicamente en los sitios fragmentados de la periferia (correspondientes a potreros y sitios de tránsito entre ellos).

La abundancia de conejos reportada debe ser considerada con precaución ya que debido al comportamiento de estas especies presentan ámbitos hogareños pequeños y suelen frecuentar un sitio

de manera recurrente (Chapman *et al.*, 1980). Existe la posibilidad de que algunos sitios de fototrampeo ocuparan en lugares con actividad alta de unos cuantos ejemplares, lo que ha sido observado en otros estudios (Aranda *et al.*, 2012). En contraste, la abundancia del tejón se ve reforzada por los avistamientos de individuos solitarios ($n=7$ ocasiones) y manadas de entre 12 y 26 ejemplares ($n=6$ ocasiones). Durante el estudio se fotografiaron más de 10 jaguares distintos y por lo menos seis pumas diferentes (Hernández-SaintMartín, 2014) (Figura 3) lo que remarca la importancia que la RBSAT tiene para la conservación de estas especies en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí.

Cuadro 2. Especies de aves registradas a través de foto trampeo en la RBSAT.

Especie	Nombre común
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	Gallinita de monte
<i>Crax rubra</i>	Hocofaisán
<i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca
<i>Penelope purpurascens</i>	Pava, ajol
<i>Meleagris gallopavo</i>	Guajolote silvestre
<i>Accipiter</i> sp.	Gavilán
<i>Spizaetus ornatus</i>	Águila elegante
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón selvático mayor
<i>Zenaida</i> sp.	Paloma
<i>Geococcyx californianus</i>	Correcaminos
<i>Momotus momota</i>	Pájaro vaquero
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Pájaro carpintero
<i>Cyanocorax morio</i>	Papán
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Tordo, zanate

CONCLUSIONES

La RBSAT aún presenta una base de presas diversa y abundante que sobrevive gracias a la topografía abrupta y falta de caminos que limita la entrada de cazadores furtivos. Dicha abundancia facilita la coexistencia de un número alto de individuos en un territorio relativamente pequeño como lo es la RBSAT. Sin embargo, es necesaria implementar estrategias de manejo que mantengan en buen estado a las poblaciones de presas, así como promover la conectividad de la RBSAT con otras áreas bien conservadas de la región.

rio implementar estrategias de manejo que mantengan en buen estado a las poblaciones de presas, así como promover la conectividad de la RBSAT con otras áreas bien conservadas de la región.

LITERATURA CITADA

- Aranda M.J. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). Distrito federal. México.
- Aranda M., Botello F., López-de Buen L. 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83(3): 778-784.
- Ceballos G., Oliva G. 2005. Los mamíferos silvestres de México (coord.). Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México D.F. México.
- Chapman J.A., Hockman J.G., Ojeda M.M. 1980. *Sylvilagus floridanus*. Mammalian species 136:1-8.
- Dalquest W. 1953. Mammals of the Mexican state of San Luis Potosí. Louisiana State University Press. Baton Rouge. U.S.A.
- Estes J.A., Terborgh J., Brashares J.S., Power M.E., Berger J., Bond W.J., Carpenter S.R., Essington T.E., Holt R.D., Jackson J.B.C., Marquis R.J., Oksanen L., Oksanen T., Paine R.T., Pikitch E.K., Ripple W.J., Sandin S.A., Scheffer M., Schoener T.W., Shurin J.B., Sinclair A.R.E., Soulé M.E., Virtanen R. 2011. Trophic downgrading of the planet Earth. Science 333: 301-306.
- Heinemeyer K.S., Ulizo T.J., Harrison R.L. 2008. Natural sign: tracks and scats En: Long R.A.P. MacKay, W.J. Zielinski, and J.C Ray. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press. Washington D.C. pp: 45-74.
- Hernández-SaintMartín A.D., Rosas-Rosas O.C., Palacio-Núñez J., Tarango-Arámbula L.A., Clemente-Sánchez F. Hoogesteijn A.L. 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 29(3): 520-533.
- Inskip C., Zimmerman A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. Oryx 43(1): 18-34.
- Mainka S.A., Mill J.A. 1995. Wildlife and traditional Chinese medicine: supply and demand for wildlife species. Journal of zoo and wildlife medicine 26(2): 193-200.
- Núñez R. 2011. Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. Journal of Zoology 285(1): 39-45.

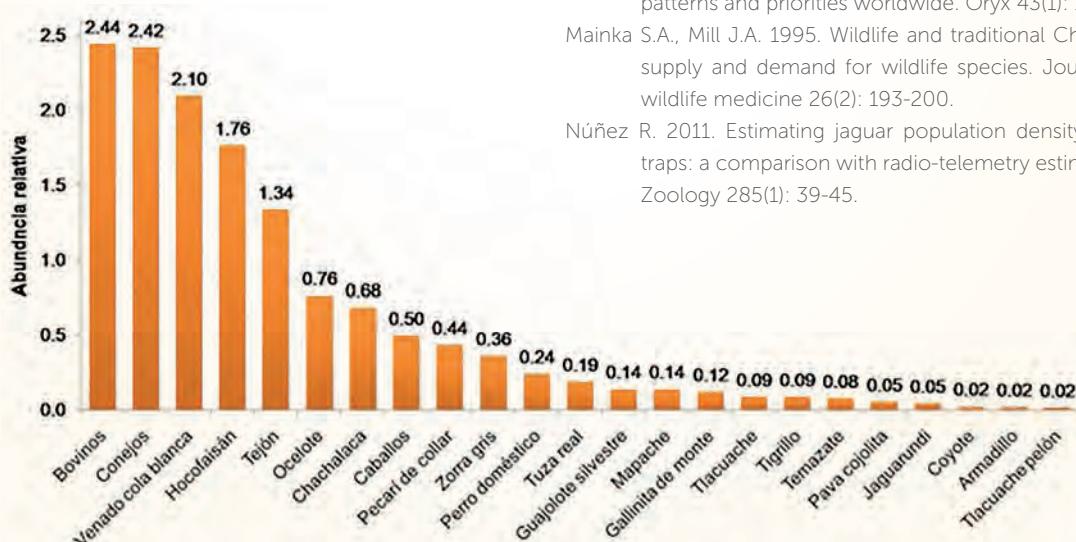


Figura 2. Abundancia relativa de la base de presas del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en la RBSAT, San Luis Potosí, México.



Figura 3. Evidencia de la presencia del Puma (*Puma concolor*) y Jaguar (*Panthera onca*) en la RBSAT, San Luis Potosí, México.

O'Brien T.G., Kinnaird M.F., Wibisono H. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6(3): 131-139.

Oliveira T. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y el puma en el Neotrópico. In: R.A. Medellín, Equihua, C. Chetkiewics, C. Rabinowitz, A. Crawshaw, P. Rabinowitz, A. Redford, K. Robinson, J.G. Sanderson and A. Taber (eds.). *El Jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. México D.F. pp: 265-288.

Polisar J. 2002. Componentes de la base de presas de jaguar y puma en Piñero, Venezuela. In: R.A. Medellín, Equihua, C. Chetkiewics, C. Rabinowitz, A. Crawshaw, P. Rabinowitz, A. Redford, K. Robinson, J.G. Sanderson and A. Taber (eds.). *El Jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. México D.F. pp: 151-182.

Rowcliffe J.M., Carbone C. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal conservation* 11: 185-186.

Rzedowski J. 1965. Vegetación de San Luis Potosí. *Acta Científica Potosina* 5(1-2): 1-291.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), Protección ambiental-Especies nativas

de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

SEMARNAT. 2011. Plan de manejo tipo para el aprovechamiento en vida libre de carnívoros. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, Distrito Federal. 85 p.

Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.A.F. 2003. Camera trap, line transect and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

Torres J.G., Sierra M.S. 2003. Las áreas naturales protegidas del estado de San Luis Potosí. Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental del Gobierno de San Luis Potosí. San Luis Potosí. San Luis Potosí, México.

Valenzuela-Galván D., Arita H.T., Macdonald D.W. 2008. Conservation priorities for carnivores considering protected natural areas and human population density. *Biodiversity Conservation* 17: 539-558.

Villordo-Galván J.A., Rosas-Rosas O.C., Clemente-Sánchez F., Martínez-Montoya J.F., Tarango-Arámbula L.A., Mendoza-Martínez G., Sánchez-Hermosillo M.D., Bender L.C. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(3): 394-402.

NICHO ECOLÓGICO DE *Mazama temama* EN EL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO: IMPLICACIONES PARA SU MANEJO

ECOLOGICAL NICHE OF *Mazama temama* IN CENTRAL VERACRUZ, MÉXICO: IMPLICATIONS FOR ITS MANAGEMENT

Serna-Lagunes, R.¹; López-Mata, L.²; Cervantes-Serna, L.J.³; Gallegos-Sánchez, J.¹; Cortez-Romero, C.⁴; Zalazar-Marcial, E.⁵; Sánchez-Páez, R.⁵; Olguín, C. A.⁵; Salazar-Ortiz, J.*⁵

¹Posgrado en Recursos Genéticos y Productividad y ²Posgrado de Botánica, Colegio de Postgrados, Campus Montecillo, Carr. México-Texcoco Km. 36.5, Texcoco, Estado de México. ³Facultad de Biología, Campus Peñuela, Universidad Veracruzana; ⁴Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide No. 73, Col. Centro, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. ⁵Colegio de Postgraduados, Campus Córdoba. Km. 348 Carr. Fed. Córdoba-Veracruz. Amatlán de Los Reyes, Veracruz. C.P. 94946.

***Autor responsable:** salazar@colpos.mx.

RESUMEN

El temazate (*Mazama temama*), es un cérvido con uso cinegético histórico no controlado en México. Debido a esta situación y a indicadores demográficos, la IUCN y la NOM-059-SEMARNAT-2010 lo ubican en Peligro y Amenazada (respectivamente). En el estudio de poblaciones es importante conocer la distribución del nicho ecológico de la especie para identificar las condiciones ambientales idóneas para su desarrollo, que deberán incluirse en el diseño de programas de manejo. Para contribuir a esto, se elaboró un modelo de nicho ecológico de *M. temama* para el centro de Veracruz, México, mediante coordenadas geográficas de localidades con antecedentes históricos de caza con el software libre MaxEnt, evaluando 19 variables ambientales y una topográfica, obtenidas de la base de datos WorldClim. Se generó un mapa de distribución del nicho ecológico protencial para el temazate en la zona centro de Veracruz, y se reportan las variables de mayor importancia del nicho para la especie, además de mostrar su evidencia cuantitativa en vida libre y cautiverio mediante cámaras trampa y fotografía directa, con lo cual se corrobora su presencia en la zona. Las implicaciones de este estudio direccionalan el planteamiento de estudios demográficos, declaración de zonas de veda, el establecimiento de UMAS para gestión integral del temazate.

Palabras clave: Venado, red brocket, máxima entropía, centro de Veracruz, MaxEnt.

ABSTRACT

Temazate (*Mazama temama*), is a deer with uncontrolled historical hunting use in México. Due to this situation and to demographic factors, the International Union for the Conservation of Nature and the NOM-059-SEMARNAT-2010 place it into the categories of "In Danger" and "Threatened", respectively. In the study of populations it is important to understand the ecological niche of the species in order to know the ideal environmental conditions that should be considered for the

design of management programs. An ecological niche model for *M. temama* was elaborated for central Veracruz, México, through geographical coordinates of localities with historical hunting background, with the free software MaxEnt, evaluating 19 environmental variables and one topographic, obtained from WorldClim Database. An historical distribution map ecological niche distribution species niche are reported, in addition to showing their quantitative evidence in free



cameras and direct photography, with which its presence in the zones is corroborated. The implications of this study direct the suggestion of demographic studies, the declaration of closed season zones, and the establishment of UMAs for management and conservation of temazate.

Keywords: deer, red brocket, maximum entropy, central Veracruz, MaxEnt.

INTRODUCCIÓN

Filogenéticamente, diez son las especies que pertenecen al género *Mazama* (Merino y Viera, 2010), siendo el *M. americana* el de mayor rango de distribución, en contraste con las restantes nueve especies que suelen ser endémicas de un país o habitan en más de dos países (Weber y González, 2003). De acuerdo con la revisión taxonómica del grupo *Mazama* spp., basada en datos citogenéticos (Groves y Grubb, 1987), se reconoce que *M. temama* Erxleben, 1777 es la especie que se distribuye en México (Barbanti et al., 2008), y que el territorio mexicano reúne condiciones ambientales adecuadas para persistencia indefinida de *M. americana* (Ceballos et al., 2010). Sin embargo, para *M. temama* en particular para Veracruz, se desconoce la información de los patrones de distribución histórica, potencial y de las condiciones ambientales asociadas con dichos patrones.

La modelación del nicho ecológico tiene distintas aplicaciones (Mateo et al., 2011); una de ellas es la elaboración de mapas de distribución real y potencial de la biodiversidad. En cérvidos, la aplicación del nicho ecológico aporta información valiosa en la toma de decisiones de manejo de las poblaciones y su hábitat (Bolívar, 2009), para su conservación y gestión a través de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA; Yáñez-Arenas et al., 2012; Escalante y Martínez-Meyer, 2013). *M. temama* es un cérvido de amplio interés cinegético, tanto en cacería legalizada y subsistencia (Guerra et al., 2010); es importante en términos ecológicos al formar parte de la cadena alimenticia de felinos (Ávila-Nájera et al., 2011), pero resulta sorprendente la falta de conocimiento en aspectos biológicos (Mandujano, 2004), y principalmente de su biogeografía regional. La bioinformática, como una disciplina de apoyo para el manejo de la biodiversidad, facilita el procedimiento para elaborar el nicho ecológico, generando un diagnóstico rápido, económico y eficiente de la biogeogra-

fía de una o varias especies de interés (Graham et al., 2004). Es relevante mencionar que este reporte es la primera aproximación del nicho ecológico del temazate en el centro de Veracruz. Usando registros de presencia conocida y aplicando el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt), mediante el cual se predice la idoneidad del ambiente para la distribución del temazate (Elith y Leathwick, 2009), se elaboró un modelo de nicho ecológico potencial de *M. temama*, con el fin de identificar patrones ambientales que condicionan su distribución en el centro de Veracruz, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Georreferenciación

Se preparó un cuestionario con preguntas abiertas aplicado a ocho cazadores que cumplieron los siguientes criterios: a) Mayores de 60 años de edad (por considerar que tienen información histórica); b) Especializados en la cacería de temazate (ya sea con perros entrenados; a la búsqueda por senderos; o atracción con cebo); y c) Al menos han cazado un temazate. Con el cuestionario se obtuvo la localidad donde se cazó el temazate; haciendo una pregunta adicional, se obtuvo la información de la localidad donde algún colega realizó la cacería del mismo (Chávez et al., 2013). Se identificó la localidad reportada por los cazadores y esta fue recorrida; donde se observó la mayor densidad arbórea (considerando que el hábitat del temazate es preferentemente en zonas boscosas y densas; Gallina, 2005), se instalaron cámaras trampa y se tomó la georreferencia (que fueron utilizadas como ocurrencias para elaborar el modelo), la cual fue graficada (López-Collado, 2013), para verificar su correspondencia dentro del territorio político de Veracruz. Se aplicaron 19 capas de información climática de temperatura y precipitación, más una topográfica (modelo digital de elevación) descargadas de <http://www.worldclim.org/> (Hijmans et al., 2005). De estas se hizo un recorte, exclusivamente para Veracruz.

Elaboración del modelo de nicho ecológico

Veinticinco ocurrencias de temazate fueron obtenidas a través de la encuesta realizada a los cazadores; de éstas, se corroboró la presencia en campo de ejemplares *in vivo* que mantienen en cautiverio y tres ejemplares identificados con cámara trampa en uno de los municipios bajo estudio (Figura 1). Como porcentaje aleatorio de prueba se usó el 70% de los registros de ocurrencia equivalente a 18 presencias, y el restante 30% (7 presencias) para evaluar y validar el modelo. Dado que en estas



Figura 1. A-B: Hembra y cría de temazate *Mazama temama* en encierro rústico. C-E: Temazates foto-trampeados en Cerro Acon-tecatl, Zongolica, Veracruz.

dos evaluaciones se determinó que el tamaño de muestra no afectó la predicción del modelo (Figura 2), por tal motivo se utilizó el 100% de los registros

Se aplicó el algoritmo de Máxima Entropía configurado en el software MaxEnt para analizar las condiciones ambientales donde convergen las ocurrencias del temazate (Phillips et al., 2008). El algoritmo utiliza los datos de ocurrencia y ajusta la distribución de probabilidad (maximizando la incertidumbre: entropía) de la(s) ocurrencia(s) de la especie y donde convergen las condiciones ambientales presentes en esa(s) ocurrencia(s), generando un modelo de predicción (Phillips et al., 2004; 2006). La calidad del modelo se evalúo con los valores > 0.9 del área bajo la curva (AUC), que caracteriza el desempeño del modelo. El resultado es una salida gráfica que muestra la capacidad de discrimina-

ción de una presencia (sensitividad) versus la capacidad de discriminación de una ausencia (especificidad) (Phillips et al., 2004). Finalmente, se seleccionó la prueba de Jackknife para calcular la importancia relativa de cada variable al modelo, las cuales evidencian los requerimientos ecológicos asociados al área de distribución potencial del temazate (Sokal y Rohlf, 1995; Phillips et al., 2006). El modelo obtenido incluye la probabilidad relativa de la distribución del temazate en el espacio geográfico definido (centro de Veracruz), con valores probabilísticos que indican que la verosimilitud en un pixel representa las condiciones ambientales adecuadas para el nicho del temazate.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La predicción del modelo se evaluó por valores del AUC próximos a 1, indicando un buen ajuste del modelo, mientras que valores cer-

canos a 0.5 indican que no puede discriminar entre datos reales y datos aleatorios (Parolo et al., 2008). En este sentido, los tres modelos: el de control (100%) como los dos de evaluación (70% y 30%), dieron valores del AUC superiores al 0.9 (Figura 2), indicando distribuciones con alto poder predictivo. Es decir, la habilidad del modelo para clasificar las presencias fue consistente en la predicción del nicho ecológico. Los valores del AUC están próximos entre modelo control y los de evaluación (Figura 2), indicando que ambas muestras fueron extraídas verosímilmente de la población y son representativas de la misma, no existiendo ambigüedad en la predicción modelo de nicho ecológico del temazate, considerado como robusto, ya que es escasamente sensible a cambios de la composición muestral (Fielding y Bell, 2007). En términos biológicos, la capacidad del modelo obtenido

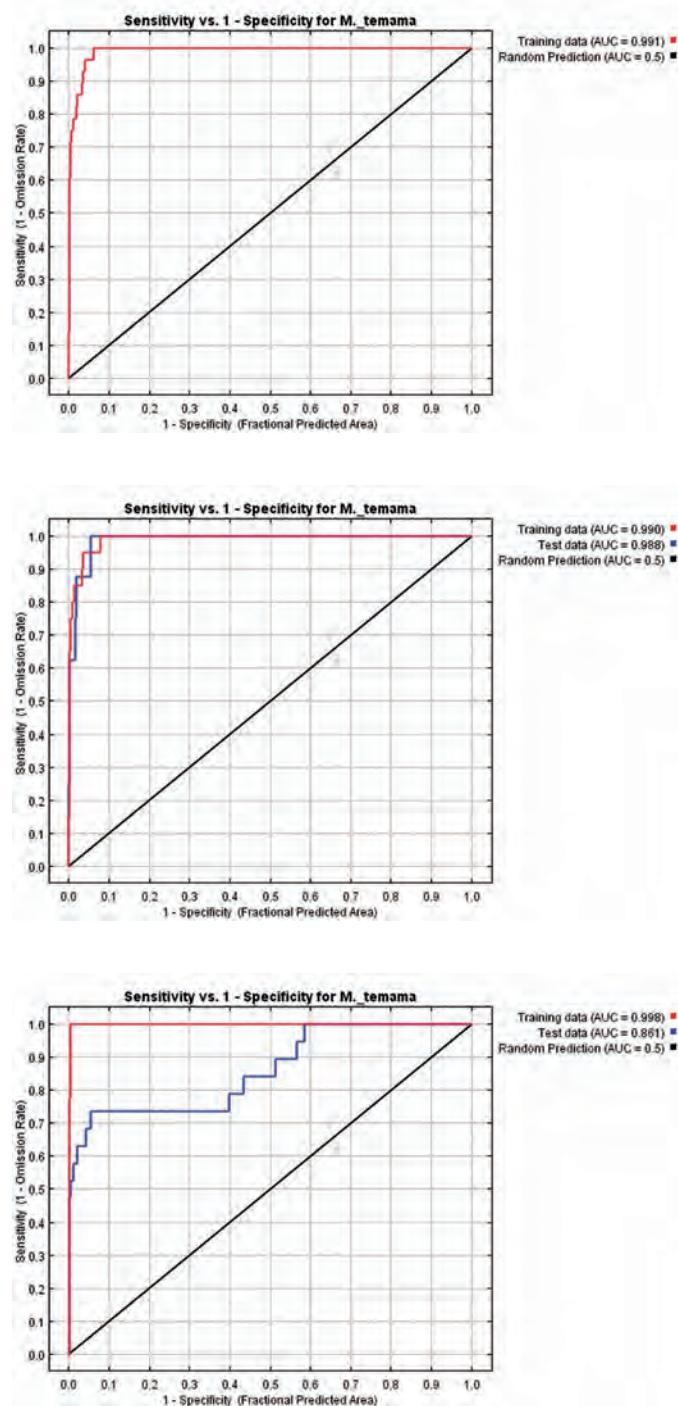


Figura 2. Capacidad de discriminación de sensibilidad versus especificidad del área predicha del AUC del nicho ecológico del temazate. A, B y C son valores del AUC con el 100%, 70% y 30% de los datos de ocurrencia, respectivamente.

refleja confiabilidad en la distribución del temazate, proporcionando información útil para diseñar estrategias de conservación, como por ejemplo, el decreto de áreas protegidas (Vaughan y Ormerod, 2005), zonas declaradas de veda o el establecimiento de predios priva-

dos de conservación o UMAs. Los resultados de datos de prueba ($p=0.5$), indicaron que el modelo obtenido es mejor que un modelo aleatorio, ya que las curvas se localizan al extremo superior izquierdo (Figura 2), e indican que no hay ningún error de omisión (100% de sensibilidad) y ningún error de comisión (100% de especificidad) (Cruz-Cárdenas et al., 2014).

Tres variables de precipitación en orden de importancia porcentual (Bio14; Bio16; Bio15) explicaron el modelo de nicho ecológico del temazate (Cuadro 1). Es decir, la suma de los porcentajes de aportación de las tres variables en su conjunto, explica el 70% del nicho ecológico, las cuales representan los requerimientos ambientales del área de distribución potencial propia de la especie. Una explicación ecológica de este fenómeno, es que el temazate tiene preferencia por habitar zonas húmedas, donde existe mayor precipitación, lo cual coincide con áreas de vegetación densa y bosques tropicales, independientemente de la altitud donde se encuentren estos ecosistemas; esto es consistente con lo reportado sobre su comportamiento y hábitat (Gallina, 2005). La prueba de Jackknife (Figura 3), indicó las variables que aportan mayor información al modelo, cuando son utilizadas de forma aislada. Esta prueba corroboró que las variables Bio12, Bio13, Bio14, Bio16, Bio17, Bio7 y Bio2 superan el 0.8 de valores del AUC del nicho, lo que sugiere que el temazate tiene preferencia por zonas con mayor precipitación y temperaturas promedio.

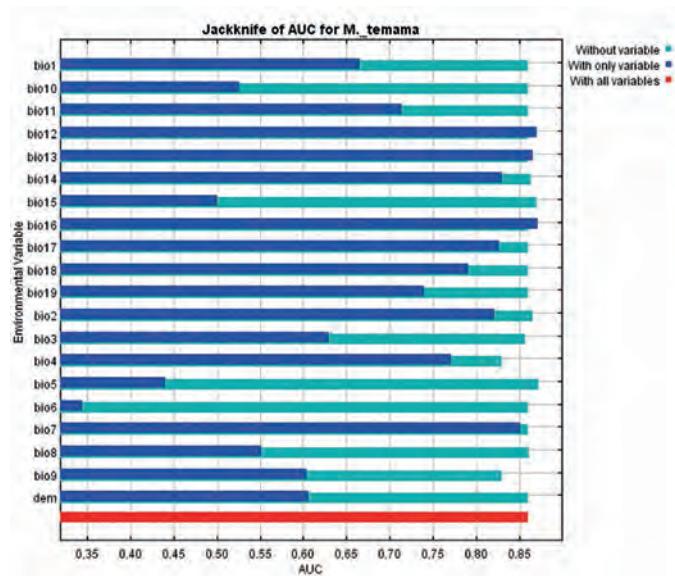
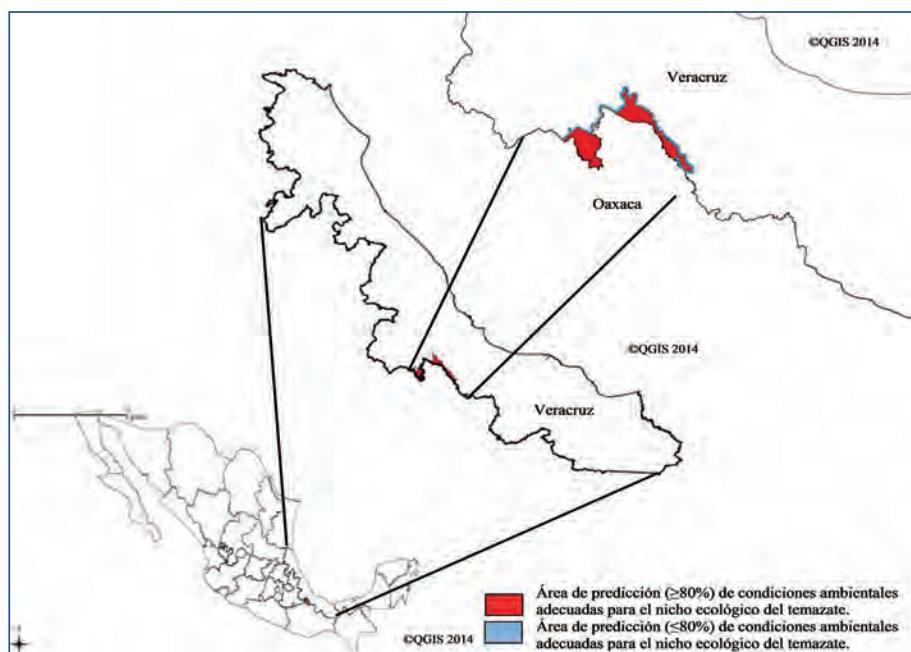


Figura 3. Prueba de Jackknife que muestra la importancia relativa de cada variable, expresado en valores de ganancia, cuando la variable es usada de forma aislada en el modelo.

Cuadro 1. Importancia relativa de variables climáticas y topográficas en el modelo de nicho ecológico del temazate (*Mazama temama*).

Temperatura	Variables climáticas						Variables topográficas				
	Importancia por prueba			Precipitación	Importancia por prueba			Geográfica	Importancia por prueba		
	30%	70%	100%		30%	70%	100%		30%	70%	100%
Bio1	1.2	2.9	2.5	Bio12	1.2	0	0	MDE20	3.2	6.1	6
Bio2	2.2	22.4*	1.5	Bio13	1.2	0	0.2				
Bio3	0	4	0.4	Bio14	29.2*	1.5	28.5*				
Bio4	5.6	3.4	6.3	Bio15	17.8*	6.8*	18.8*				
Bio5	0	2.2	0	Bio16	29.9*	38.3*	24.1*				
Bio6	1.8	0	0.8	Bio17	1.2	0	0				
Bio7	0.1	0	2	Bio18	0.1	0	0				
Bio8	0.3	0.2	0	Bio19	1.9	3.5	1.3				
Bio9	3.3	4.4*	6.7								
Bio10	0	0	0								
Bio11	0	4.4*	0								

Bio1: Temperatura promedio anual (°C); Bio2: Oscilación diurna de la temperatura (°C); Bio3: Isotermalidad (°C); Bio4: Estacionalidad de la temperatura (°C); Bio5: Temperatura máxima promedio del periodo más cálido (°C); Bio6: Temperatura mínima promedio del periodo más frío (°C); Bio7: Oscilación anual de la temperatura (°C); Bio8: Temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C); Bio9: Temperatura promedio del trimestre más seco (°C); Bio10: Temperatura promedio del trimestre más cálido (°C); Bio11: Temperatura promedio del trimestre más frío (°C); Bio12: Precipitación anual (mm); Bio13: Precipitación del periodo más lluvioso (mm); Bio14: Precipitación del periodo más seco (mm); Bio15: Estacionalidad de la precipitación (mm); Bio16: Precipitación del trimestre más lluvioso (mm); Bio17: Precipitación del trimestre más seco (mm); Bio18: Precipitación del trimestre más cálido (mm); Bio19: Precipitación del trimestre más frío (mm); MDE20: Modelo digital de elevación; *La suma de porcentajes por fila es mayor al 70%, lo que indica que el conjunto de estas variables son importantes para el nicho ecológico del temazate.

**Figura 4.** Área de distribución potencial del temazate (*Mazama temama*) predicha por el modelo de máxima entropía en el centro de Veracruz, México.

Las condiciones ambientales del nicho ecológico de una especie en particular, pueden ser representadas en múltiples áreas a lo largo de un espacio geográfico. La misma Figura 4 presenta la distribución actual del temazate en el centro de Veracruz; es decir, representa las localidades donde históricamente el temazate fue cazado; y el área en color rojo, representa el territorio donde se desarrollan las condiciones ambientales adecuadas del nicho ecológico potencial, con una probabilidad $\geq 80\%$. Dichas condiciones, restringen su distribución a la región montañosa del centro de Veracruz, atribuido a la escasa conexión entre ecosistemas o corredores biológicos hacia

el centro-norte del mismo estado. Por estos motivos, el territorio no reúne las condiciones ecológicas adecuadas para el desarrollo del nicho. Este aspecto restrictivo, se debe a la fragmentación del hábitat causado por barreras como la urbanización y carreteras, y probablemente por la barrera geográfica como la falla geológica de la Barranca del Metlac, en el Centro de Veracruz.

Otra explicación de la distribución restringida al centro de Veracruz, es que en un análisis a priori (datos no mostrados) se observó que el nicho ecológico tiende su distribución al estado de Oaxaca, prolongándose hasta el sur de Chiapas, lo cual sugiere que la expansión de la especie a Veracruz, podría provenir de Centro América como lo sugieren Merino y Viera (2010) y Weber y González (2003). Es posible que la población de temazate del centro de Veracruz esté localmente en alto riesgo, ya que la información local indica la caza de un animal por cada cuatro años, mientras que hace 40 años, se cazaba un animal por año.

CONCLUSIONES

El modelo de la distribución actual y potencial de temazate tuvo resultados favorables que indican probabilidad alta y confiable del modelo de nicho ecológico; presenta distribución restringida al centro del estado de Veracruz, principalmente por los ecosistemas presentes que ofrecen condiciones ambientales adecuadas, tales como, zonas con mayor humedad y precipitación, por su relación con la composición vegetal y disponibilidad de alimento. El mapa de distribución potencial para el temazate puede apoyar estudios dirigidos sobre el efecto de la fragmentación del hábitat y sus índices de caza para implementar estrategias de conservación a través del aprovechamiento cinegético (UMA) y recuperar la población que aparentemente se encuentra extinta en el centro de Veracruz. Estudios demográficos, de viabilidad poblacional y calidad de hábitat donde se reporta su presencia, pueden ofrecer directrices para diseñar estrategias de manejo integral de los recursos naturales, considerando al temazate como una especie sombrilla: si se conserva y mejora el hábitat de esta especie, se produce el efecto sombrilla que implica la conservación de otras especies de flora y fauna silvestre asociadas.

AGRADECIMIENTOS

A la Línea Prioritaria de Investigación 1: Manejo Sustentable de Recursos Naturales y a la Subdirección de Vinculación del Campus Córdoba, por el financiamiento al proyecto de investigación. A los Biólogos Felipe Agustín Lara Hernández y Demesio Macario Cueyactle por contribuir con fotografías.

LITERATURA CITADA

- Ávila-Nájera D., Rosas-Rosas O., Tarango-Arambula L.A., Martínez-Montoya J.F., Santoyo-Brito E. 2011. Conocimiento, uso y valor cultural de seis presas del jaguar (*Panthera onca*) y su relación con éste, en San Nicolás de los Montes, San Luis Potosí, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 82(3): 1020-1028.
- Barbanti D.J.M., González S., Maldonado J.E. 2008. The surprising evolutionary history of South American deer. Molecular Phylogenetics Evolution. 49 (2008): 17-22.
- Bolívar C.B.S. 2009. Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa. 93 p.
- Ceballos G., Blanco S., González C., Martínez E. 2010. *Mazama americana* (Temazate). Distribución potencial. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/maz_amegw.png
- Chávez C., de la Torre A., Bárcenas H., Medellín R.A., Zarza H., Ceballos G. 2013. Manual de fototrampeo para el estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 103 p.
- Cruz-Cárdenas G., López-Mata L., Villaseñor J.L., Ortiz E. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. Revista Mexicana de Biodiversidad. 85: 189-199.
- Elith J., Leathwick J.R. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics. 40: 677-697.
- Escalante T., Martínez-Meyer E. 2013. Ecological niche modelling and wildlife managements units (UMAS): an application to deer in Campeche, Mexico. Tropical and Subtropical Agroecosystems. 16(2013): 183-191.
- Fielding A.H., Bell J.F. 2007. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation. 24(1): 38-49.
- Gallina S. 2005. Temazate. In: G. Ceballos y G. Oliva (Eds.). Los mamíferos silvestres de México. CONABIO. Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 512-513.
- Guerra R.M.M., Calmé S., Gallina T.S., Naranjo E.J.P. 2010. Uso y manejo de la fauna silvestre en el norte de Mesoamérica. Secretaría de Educación de Veracruz. Veracruz, México. 459 p.
- Graham C.H., Ferrierc S., Huettmand F., Moritzb C., Peterson A.T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. Trends in Ecology and Evolution. 19: 497-503.

- Groves C.P., Grubb P. 1987. Relationships of living deer. In: Wemmer, C.M. (Ed.), *Biology and Management of the Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 21-59.
- Hijmans J.R., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978.
- López-Collado J. 2013. Control de calidad de puntos de muestreo georreferenciados. Fecha de consulta: 19/12/2013; disponible en: <https://sites.google.com/site/diaphorina/qualitycontrolgi>
- Mandujano S. 2004. Análisis bibliográfico de los estudios de venados en México. *Acta Zoológica Mexicana*. 20: 211-251.
- Mateo R.G., Felicísimo A.M., Muñoz J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*. 84: 217-240.
- Merino M.L., Vieira R.R. 2010. Origin, systematics, and morphological radiation. In: Duarte, J.M.B. and S. González (Eds.). *Neotropical Cervidology: Biology and medicine of Latin American deer*. FUNEP, Jaboticabal, Brasil and Gland Switzerland: IUCN. Pp. 2-11.
- Parolo G., Rossi G., Ferrarini A. 2008. Toward improved species niche modeling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. *Journal of Applied Ecology*. 45: 1410-1418.
- Phillips S.J., Dudik M., Scharpere R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, Banff, Canada.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Scharpere R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.
- Phillips S.J., Miroslav D. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31(2): 161-175.
- Sokal R., Rohlf J. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. State University of New York at Stony Brook. New York. 887 p.
- Vaughan I.P., Ormerod S.J. 2005. The continuing challenges of testing species distributions models. *Journal of Applied Ecology*. 42(4): 720-730.
- Weber M., González S. 2003. Latin America deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience*. 10(4): 443-454.
- Yañes-Arenas C., Mandujano S., Martínez-Meyer E., Pérez-Arteaga A., González-Zamora A. 2012. Modelación de la distribución potencial y efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de los ungulados silvestres del Bajo Balsas, México. *Therya*. 3(1): 67-79.



MARCADORES MOLECULARES EN EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE

MOLECULAR MARKERS IN THE MANAGEMENT AND CONSERVATION OF WILD FAUNA

Mercado-Reyes, M.

Laboratorio de Biología de la Conservación; Unidad Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Zacatecas, Campus 2, Av. Preparatoria s/n Colonia Agronómica, CP 98056, Zacatecas, México.

Autor responsable: lailammr@gmail.com

RESUMEN

El avance tecnológico en biología molecular ha aumentado nuestra habilidad para analizar el ADN (ácido desoxirribonucleico), molécula que concentra la información genética. Los marcadores moleculares constituyen una herramienta de gran utilidad para planificar, tomar decisiones y emprender acciones en el manejo y conservación de la fauna silvestre. En el presente se describe el uso de esta metodología molecular en el contexto de manejo y conservación de fauna silvestre y cita trabajos en la que ha sido utilizada. Las fuentes para obtener el ADN son diversas y la metodología para realizarlo varía de acuerdo a estas. Existen métodos de extracción para sangre, tejido, pelo y plumas de donde se pueden extraer pequeñas cantidades de ADN; nuevas fuentes de extracción de ADN se desarrollan mediante análisis de las excretas (Perry et al., 2010), fósiles y muestras de museo. Los marcadores moleculares son ya una herramienta importante dentro del manejo de fauna silvestre, y existen muchas más alternativas de su uso en este campo.

Palabras clave: Técnicas moleculares, manejo, ADN, especies silvestres, conservación.

ABSTRACT

The technological advancement of the molecular biology discipline has increased our ability to analyze DNA (deoxyribonucleic acid), molecule which concentrates genetic information. Molecular markers constitute a tool of great use to plan, make decisions and undertake actions in the management and conservation of wild fauna. This study describes the use of this molecular methodology in the context of management and conservation of wild fauna and cites the studies where it has been used. The sources to obtain the DNA are diverse and the methodology to do it varies according to these; there are extraction methods for blood, tissue, hair and feathers, from which small amounts of DNA can be extracted; new sources of DNA extraction are developed through methods such as excretes, fossils and museum samples. The molecular markers are already an important tool within management of wild fauna, and there are many alternatives for their use in this field.

Keywords: molecular techniques, management, DNA, wild species, conservation.

INTRODUCCIÓN

La fauna silvestre

es uno de los recursos renovables básicos de nuestro medio ambiente; sus especies y poblaciones son producto de un proceso evolutivo que generó la gran biodiversidad que ahora observamos, su importancia radica en valores tanto intrínsecos (éticos y de derecho a la vida) como el valor que la sociedad le confiere como aporte utilitario, económico, cultural y ecológico; a pesar de lo anterior, este recurso ha sido subestimado debido a características, tales como, la poca vocación comercial (salvo algunas excepciones) y las estadísticas de aprovechamiento no comparables a las que presentan los recursos pesqueros o forestales (DeWoody *et al.*, 2010). Aun así, el uso de este recurso se encuentra excedido a nivel mundial, a tal grado que algunas especies han desaparecido y otra gran parte se encuentra en peligro de extinción, por lo que la administración adecuada del recurso se convierte en alta prioridad. El manejo de la fauna silvestre se refiere a la forma de su administración; y es la aplicación del conocimiento científico y habilidades técnicas para proteger, conservar, limitar, crear o mejorar hábitats para la vida silvestre. Más concretamente, el concepto del manejo de fauna silvestre se define como “la ciencia y el arte de decidir y actuar para manipular la estructura, dinámica y las relaciones entre poblaciones de animales silvestres, sus hábitats y la gente, al fin de alcanzar determinados objetivos humanos por medio del recurso fauna silvestre” (Anderson, 2002). Estos objetivos se derivan de las demandas de diversos sectores de la sociedad para el uso sustentable y la conservación del recurso fauna silvestre.

Históricamente, este manejo se realiza aplicando el conocimiento de la biología y ecología de las especies, y así generar objetivos y justificaciones para cada una de las especies y/o sus necesidades de acción específica. Actualmente, los desafíos de la conservación y la sustentabilidad han aumentado, los manejadores ahora necesitan mayor cantidad de datos que con el uso de los métodos convencionales no pueden ser adquiridos (Honeycutt *et al.*, 2010); ahora, esta información se puede generar con cierta precisión si esta metodología de campo se combina con las técnicas de la ecología molecular; disciplina emergente generada de los avances tecnológicos en biología molecular, y que conforma una nueva rama de la ecología que pretende resolver problemas ecológicos y poblacionales (Freeland *et al.*, 2011).

¿Qué son los marcadores moleculares?

La caracterización genética de las poblaciones, individuos y especies es un método casi de rutina que aporta datos importantes de la biología y ecología de los seres vivos. Los marcadores moleculares están basados en el ADN (ácido desoxirribonucleico); molécula que se encuentra en casi todos los seres vivientes del planeta y que contiene la información genética altamente variable entre individuos, poblaciones y especies (Freeland *et al.*, 2011). Estos marcadores permiten identificar “variantes alélicas” (grupo de genotipos de determinado gen) que se forman de algún tipo de mutación en la información genética de las poblaciones a través de un tiempo evolutivo (también llamadas polimorfismos). Esta información permite identificar grupos, poblaciones, cepas, especies o grupos taxonómicos (Astorga, 2008; Freeland *et al.*, 2011) y generar decisiones rápidas y precisas para la asignación de priori-

dades de conservación (Shivaji *et al.*, 2003). Para facilitar la comprensión de este tema, se presentan algunas de las definiciones más comunes utilizadas en esta disciplina (Cuadro 1).

La variación genética: base de la utilidad de los marcadores moleculares

La variación en la naturaleza se divide en niveles de jerarquía: los genes, los individuos, poblaciones, especies y ecosistemas; juntos conforman el espacio y la biodiversidad, la base hereditaria de esta diversidad es la variación genética (Kimura, 1983); definida como la variedad de alelos y genotipos presentes en una población, que se reflejan en diferencias morfológicas, fisiológicas y conductuales entre individuos y/o poblaciones (Frankham *et al.*, 2002). Esta variación es la base de la evolución de las especies como respuesta a los cambios del ambiente, pilar importante para la genética de la conservación (Toro y Caballero, 2005). Esta variación puede modificarse por eventos como la migración, selección y oportunidad, formando parte de la adaptación a los cambios ambientales de los organismos, por lo que su pérdida se asocia a la endogamia (Cuadro 1) y la disminución en la reproducción (Frankham *et al.*, 2002). Otros eventos que pueden modificar la variación genética en los organismos son los procesos poblacionales actuales como el tamaño y subdivisión poblacional, dispersión y estructura social, y los cambios ambientales provocados por el hombre como la fragmentación del hábitat (Ruokonen, 2001). El objetivo principal de los marcadores moleculares es establecer las variaciones (polimorfismos) para diferenciar grupos de estudio al nivel que se requiera, proporcionando una identificación con

Cuadro 1. Términos más frecuentes utilizados en ecología molecular y genética de poblaciones. Adaptado de Frankham *et al.* (2002); DeYoung y Honeycutt (2005); Freeland *et al.* (2011).

Término	Definición
Ecología molecular	Rama de la ecología que se enfoca en la interacción de los organismos, entre los mismos y su medio ambiente mediante el uso de marcadores genéticos para explorar preguntas y problemas en ecología y evolución
Biología molecular	Es el estudio de los procesos biológicos a nivel molecular
Genética de la conservación	Es el uso de la genética para la preservación de especies como entidades dinámicas capaces de enfrentar el cambio ambiental
Genética de poblaciones	Es el estudio de la variabilidad genética dentro y entre diferentes grupos de individuos
Ácido desoxirribonucleico (ADN)	Es el material genético de todos los organismos que lleva su información genética y que se encuentra principalmente en el núcleo celular
Nucleótido	Es una molécula compuesta de bases nitrogenadas, ácido fosfórico y azúcares, las bases nitrogenadas son las purinas adenina (A) y guanina (G) y las pirimidinas la citosina (C), timina (T) y uracilo (U). La secuencia de estas bases en el cromosoma conforman el código genético
Gen	Es un segmento de ADN que constituye una estructura dentro de un cromosoma y que es heredable a la descendencia
Alelo	Son las formas alternativas de un gen o secuencia de ADN que pueden diferir en tamaño
Locus	Es la localización de un gen o secuencia de ADN dentro del cromosoma (en plural: Loci)
Genoma	Es el conjunto de genes que caracterizan a un individuo
Genotipo	Son todas las características genéticas (información genética) que presenta un organismo
ADN mitocondrial (ADNm)	Molécula circular de ADN que en la mayoría de los organismos es de herencia maternal, en otras palabras, que se hereda solo de la madre hacia su descendencia
Flujo genético	Es el intercambio genético entre poblaciones como resultado del movimiento de los individuos con potencial reproductivo
PCR	Reacción en cadena de polimerasa (Polymerase chain reaction en inglés) es el proceso por el cual se amplifican los fragmentos de ADN de las muestras por medio del uso de una enzima (Taq polimerasa) y de ciclos repetidos de calor en un aparato denominado termociclador
Polimorfismo	Que tiene múltiples alelos
Mutación	Son cambios en la secuencia de los nucleótidos en el ADN
Endogamia	Apareamiento entre individuos cercanos genéticamente

mayor precisión entre especies, poblaciones, grupos o individuos (Astorga, 2008).

Tipos de marcadores moleculares

Los marcadores moleculares se clasifican en Co-dominantes, que se refieren a los que se pueden identificar en todos los alelos presentes en un locus en particular; y Dominantes, también conocidos como multilocus, los cuales generan datos de múltiples loci, que revelan solo un alelo dominante por lo que su capacidad de identificación se limita a un alelo para cada locus (Freeland *et al.*, 2011). Para cada categoría se han desarrollado los siguientes marcadores:

Marcadores Co-dominantes

Aloenzimas: Fueron los primeros marcadores que unieron a la biología molecular y la ecología; y son variantes alélicas de enzimas codificadas por genes estructurales que permiten cuantificar los niveles de variación genética dentro de las poblaciones (Freeland *et al.*, 2011).

RFLP's (Restriction Fragment length Polymorphism): Son polimorfismos de longitud de fragmentos de restricción, determinan la variación de la secuencia de ADN con el uso de enzimas de restricción, las cuales pueden identificar cualquier mutación y obtener fragmentos de ADN de diferente tamaño.

SNP's (Single nucleotide polymorphism): Polimorfismo de nucleótido simple, es una variación de secuencia que ocurre como resultado de la substitución de un solo nucleótido (A, T, C o G) en un sitio específico en el ADN (DeYoung y Honeycutt, 2005).

Microsatélites: Son secuencias cortas que consisten de dos a tres nucleótidos repetidos, su análisis se basa en el uso de la técnica de PCR para identificar polimorfismos y en el número de repeticiones de un alelo en un locus (Astorga, 2008).

Ánalisis de secuencias de ADN: Es la lectura de las bases nucleotídicas (nucleótidos) y su arreglo dentro de un gen o en un fragmento de ADN; puede identificar las diferencias de pares de bases exactas entre individuos, se aplica para el ADN del núcleo, el ADNmt, y en el caso de plantas, en el cloroplasto (Astorga, 2008; Freeland *et al.*, 2011).

Marcadores dominantes

RAPD's (Random amplified polymorphic DNA): Método de genotipificación individual de múltiples loci, se genera utilizando primers cortos al azar (usualmente de diez pares de bases) en una reacción de PCR (Freeland *et al.*, 2011).

ALFP's (Amplified fragment length polymorphism): Es la amplificación de ADN fragmentado con enzimas específicas y con primers diseñados para identificar sitios específicos de restricción (DeYoung y Honeycutt, 2005).

Las características de los tipos de marcadores moleculares se muestran en la Figura 1 y Cuadro 2.

Importancia de los métodos genéticos en el manejo de la fauna silvestre
Los estudios poblacionales son una herramienta indispensable para el manejo de la fauna silvestre; y los marcadores moleculares permiten identificar con mayor precisión, procesos poblacionales en dichas especies (Beebee y Rowe, 2004). La integración de estas técnicas permite a la vez aplicar acciones de conservación más precisas y específicas. Por ejemplo, la genética de la conservación se enfoca en factores que impactan al proceso de extinción de las especies y la forma de controlarlos; por otro lado, ayudan a identificar los efectos genéticos producidos por la disminución poblacional, endogamia, y pérdida de la diversidad genética (Frankham *et al.*, 2002).

Aplicaciones de marcadores moleculares en el manejo de fauna silvestre

Los marcadores moleculares son útiles en las ciencias biológicas como la taxonomía, sistemática y biología evolutiva entre otras (Astorga, 2008); específicamente, en el manejo de la fauna silvestre han aportado importantes

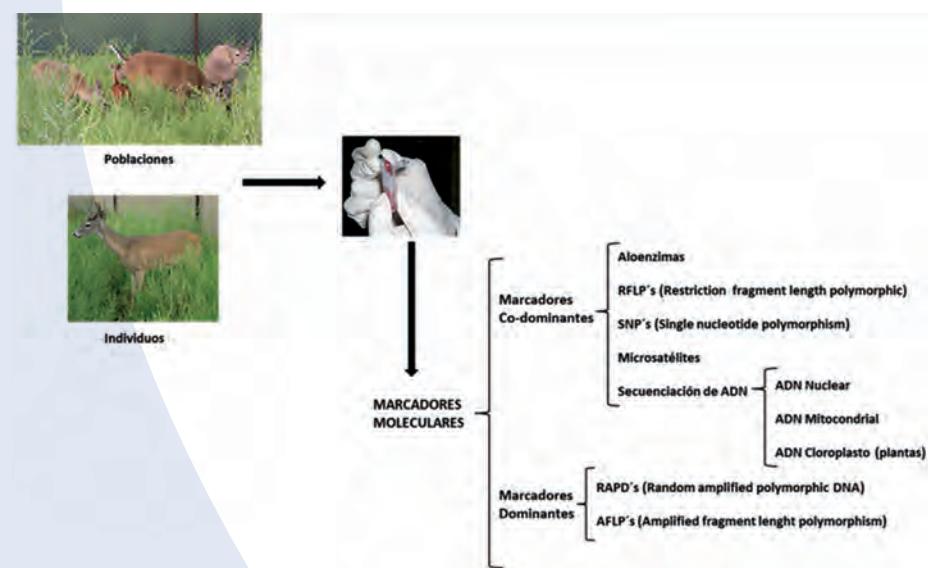


Figura 1. Proceso de análisis de información genética de poblaciones y/o individuos utilizando marcadores moleculares (Freeland *et al.*, 2011).

Cuadro 2. Características de diferentes marcadores moleculares (Astorga, 2008).

Tipo	Variabilidad	Genoma	Reproducibilidad	Costo
Aloenzimas	Media	Completo	Media	Medio
RFLP	Media	Completo	Alta	Medio
SNP	Alta	Parcial	Alta	Alto
Microsatélite	Alta	Parcial	Alta	Medio
Secuenciación	Media	Parcial	Alta	Alto
RAPD	Alta	Completo	Baja	Bajo
AFLP	Alta	Completo	Media	Medio

avances generando información para conservar y aprovechar este recurso, algunos de los temas en los que los marcadores moleculares han contribuido son los siguientes:

En la cuantificación de la variación genética de las poblaciones: Los marcadores moleculares tienen la capacidad de identificar de forma más precisa los procesos naturales que se desarrollan dentro y entre las poblaciones de vida silvestre (Greenwood, 1980; Frankham *et al.*, 2002; Toro y Caballero, 2005; Avise y Ayala, 2007); esta cualidad permite identificar problemas como la subdivisión poblacional ocasionada por la fragmentación del hábitat y separación geográfica (McCraken *et al.*, 2001), así como los procesos de especiación y divergencia de especies (Avise *et al.*, 1998), la expansión de las poblaciones (Peters *et al.*, 2005) y la diferenciación y flujo genético entre ellas (Templeton *et al.*, 1995). Los marcadores genéticos por ejemplo, permiten identificar híbridos y de esta manera discriminar individuos con cambios genéticos derivados de la conjunción de diferentes especies, como en el caso de *Meleagris gallopavo* (Latch *et al.*, 2006).

En la genética de la conservación: Esta disciplina se enfoca preservar la diversidad genética especialmente de aquellas especies y/o poblaciones sujetas a la destrucción y fragmentación de su hábitat, presiones antropogénicas y otras perturbaciones que afectan el crecimiento y desarrollo de las poblaciones en vida libre (Frankham *et al.*, 2002; Freeland *et al.*, 2011). En este sentido, los manejadores de fauna silvestre tratan de explicar los factores ambientales que determinan la viabilidad de las poblaciones y utilizan los marcadores moleculares para identificar como la reintroducción de poblaciones en el pasado han afectado a las actuales, y aportan información sobre el incremento en la variación y/o pérdida de diversidad genética como resultado de estas prácticas (Stephen *et al.*, 2005). Las "unidades de manejo", descritas como unidades evolutivamente significativas (Evolutionary Significant Unit, ESU por sus siglas en inglés) (Moritz, 1994) ayudan a definir unidades poblacionales que merecen un manejo propio, que tienen una alta prioridad de conservación (Rocha y Gasca, 2007) y permite identificar especies con prioridades específicas de conservación (McCraken *et al.*, 2001).

En otros usos en manejo de vida silvestre: Los marcadores genéticos permiten identificar el sexo en especies de aves que no presentan dimorfismo sexual (Matta *et al.*,

2009), ciencia forense en vida silvestre, donde la identificación de especies es imprescindible (Guglich *et al.*, 1994). Asimismo, se han utilizado para identificar patógenos, posibles procesos epidemiológicos y la predicción de patrones de dispersión de enfermedades para su control (Biek y Real, 2010) (Cuadro 3).

¿De dónde se extrae el ADN para cuantificar marcadores moleculares?

Las fuentes para obtener el ADN son diversas y la metodología para realizarlo varía de acuerdo a estas; existen métodos de extracción para sangre, tejido, pelo y plumas de donde se pueden extraer pequeñas cantidades de ADN; nuevas fuentes se desarrollan mediante métodos de extracción de las excretas (Perry *et al.*, 2010), fósiles y muestras de museo (Leonard, 2008), huesos, orina y marcas de olor (Freeland *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

Los marcadores moleculares son ya una herramienta importante dentro del manejo de fauna silvestre; aún hay muchas más alternativas de su uso en esta rama de la ciencia que las descritas anteriormente por lo que su uso en este campo sigue en crecimiento. La descripción sobre el tema en este documento no es muy profunda y probablemente sea difícil de comprender por un amplio sector del público. Por ello, se exhorta a los profesionales en vida silvestre que no manejan esta temática que se acerquen y colaboren con grupos académicos y personal de laboratorios especializados para unir esfuerzos en la conservación y aprovechamiento sustentable de este recurso natural.

LITERATURA CITADA

- Anderson S.H. 2002. Managing our wildlife resources. Prentice Hall New Jersey, EUA. 554 p.
- Astorga M.P. 2008. Estado actual del uso de marcadores moleculares en moluscos bivalvos de importancia para la acuicultura. In: Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina. Lovatelli A., Farias A., Uriarte I. Eds. Taller Técnico Regional de la FAO. FAO Actas de Pesca y Acuicultura. No. 12. Puerto Montt, Chile. 277-287 pp.
- Avise J.C., Walker D., Johns G.C. 1998. Pleistocene phylogeographic effects on vertebrate phylogeography. Proceedings of the Royal Society B., 265: 1707-1712.
- Avise J.C., Ayala J.F. 2007. In the light of evolution. Volume 1. Adaptation and Complex design. The National Academy of Sciences, WA, EUA. 360 p.
- Beebee T.C., Rowe G. 2004. An Introduction to Molecular Ecology. Oxford University Press, New York, 370 p.
- Benítez A.H.E. 2014. Identificación molecular de heces y análisis de hábitos alimenticios de carnívoros en la reserva de la Biosfera

Cuadro 3. Ejemplos de manejo de fauna silvestre utilizando marcadores moleculares.

Técnica

Aloenzimas y ADNmt**Referencia:** Blandon *et al.* (2001)**Propósito:** Caracterizar la estructura poblacional del lenguado moteado (*Paralichthys lethostigma*) en las regiones del noreste del Golfo de México y noroeste del Océano Atlántico.**Resultado:** Existe correlación entre la distancia geográfica y la distancia genética de las poblaciones analizadas, así como una variación genética a causa de una respuesta adaptativa a las condiciones ambientales localizadas, o la presencia de barreras físicas que limitaron el flujo genético entre poblaciones.**PCR- RFLP's y ADNmt****Referencia:** Benítez (2014)**Propósito:** Identificar la especie de carnívoros mediante el análisis de ADN extraído de excretas colectadas en campo.**Resultado:** Se identificó la presencia de las especies *Leopardus pardalis*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi* y *Leopardus wiedii*.**SNP's****Referencia:** Herrero *et al.* (2013)**Propósito:** Determinar la presencia de procesos homocigóticos causantes de la endogamia en poblaciones de cerdos domésticos y ferales de la Península Ibérica.**Resultado:** Los datos genéticos indican una historia demográfica y estructura poblacional con alta frecuencia de homocigosis debido a un reciente proceso de cuello de botella, reportado anteriormente en registros históricos.**Microsatélites y ADNmt****Referencia:** Calderón (2009)**Propósito:** Determinar la variabilidad genética entre las subespecies de *Odocoileus virginianus texanus*, *O.v. carminis*, *O. v. sinaloae*, *O. v. veraecrurus* y *O. v. yucatanensis***Resultado:** La variabilidad genética fue detectada entre las subespecies *O. v. sinaloae*, *O. v. veraecrurus* y *O. v. yucatanensis* mientras que para *O. v. texanus* y *O.v. carminis* se detectó una relación genética, probablemente debido a la mezcla de ambas subespecies por manejo cinegético aplicado o un antecesor común.**Secuenciación****Referencia:** Mercado (2012)**Propósito:** Identificar la diversidad genética de las poblaciones de pato triguero en el Altiplano Zácatecano mediante el análisis de secuencias de ADNmt**Resultado:** La alta variabilidad genética entre las poblaciones analizadas es consecuencia de procesos históricos y actuales de dispersión poblacional debidos principalmente a factores ambientales que interactúan con los movimientos y comportamientos de dispersión poblacional del pato triguero en la región.**RAPD's****Referencia:** Porras *et al.* (2008)**Propósito:** Determinar la variabilidad genética entre tres poblaciones de la especie *Cocodylus acutus* en tres Ríos del Pacífico Central en Costa Rica**Resultado:** La variabilidad genética baja es consecuencia de una dinámica metapoblacional entre las poblaciones en estudio las cuales presentan un comportamiento de "red de subpoblaciones" por un efecto de migración intermitente.

- "Sierra del Abra Tanchipa", San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría, Posgrado de recursos genéticos y productividad. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, México. 73 p.
- Biek R., Real L.A. 2010. The landscape genetics of infectious disease emergence and spread. *Molecular Ecology* 19: 3515-3531.
- Blandon I.R., King T.L., Karel W.J., Monaghan J.P. 2001. Preliminary genetic population structure flounder *Paralichthys lethostigma* along the Atlantic Coast and Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin* 99: 671-678.
- Calderon L.R.D. 2009. Análisis genético para la conservación y manejo de subespecies de *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780) en México. Tesis de Maestría en Biotecnología Genómica, Instituto Politécnico Nacional. 87 p.
- DeWoody J.A., Bickham J.W., Michler C.H., Nichols K.M., Rhodes O.E., Woeste K.E. 2010. Molecular approaches in natural resource conservation and management. Cambridge University Press, New York EUA. 402 p.
- DeYoung R.W., Honeycutt R.L. 2005. The molecular toolbox: genetic techniques in wildlife ecology and management. *Journal of Wildlife Management* 69 (4): 1362-1384.
- Frankham R., Ballou J.D., Briscoe D. A. 2002. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, New York EUA. p. 640.
- Freeland J.R., Kirk H., Petersen S.D. 2011. Molecular ecology. Wiley-Blackwell UK. 447p.
- Greenwood P.J. 1980. Mating system, phylopatry, and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour* 28:1140-1162.
- Guglich E.A., Wilson P.J., White B.N. 1994. Forensic application of repetitive DNA markers to the species identification of animal tissues. *Journal of forensic Sciences*, 39 (2): 353-361.
- Herrero-Medrano J.M., Hendrik-Jan M., Groenen M.A.M., Ramis G., Bosse M., Pérez-Enciso M., Crooijmans R.P.M.A. 2013. Conservation genomic analysis of domestic and wild pig populations from the Iberian Peninsula. *Genetics* 14: 106. <http://www.biomedcentral.com/1471-2156/14/106>.
- Honeycutt R.L., Hillis D.M., Bickham J.W. 2010. Biodiversity Discovery and its importance to conservation. In: Molecular approaches in natural resource conservation and management. DeWoody J. A., Bickham J. W., Michler C. H., Nichols K. M., Rhodes O. E., Woeste K. E. Eds. Cambridge University Press, New York EUA. 1-34 pp.
- Kimura M. 1983. The neutral theory of molecular evolution. Cambridge University Press. Cambridge. 367 pp.
- Latch E.K., Harveson L.A., King L.S., Hobson M.D., Rhodes O.E. 2006. Assessing hybridization in wildlife populations using molecular markers: A case study in wild turkeys. *Journal of Wildlife Management* 70 (2): 485-492.
- Leonard J.A. Ancient DNA applications for wildlife conservation. 2008. *Molecular Ecology* 17: 4186-4196.
- Matta C.N.E., Zúñiga D.B.C., Vera V. 2009. Determinación de sexo en aves mediante herramientas moleculares. *Acta Biológica Colombiana*, 14(1): 25-38.
- McCraken K.G., Johnson W.P., Sheldon F.H. 2001. Molecular populations genetics, phylogeography, and conservation biology of the mottled duck (*Anas fulvigula*). *Conservation Genetics*, 2: 87-102
- Mercado R.M. 2012. Ecología y genética de la conservación del pato triguero *Anas platyrhynchos diazi* en el Altiplano Zacatecano. Tesis de Doctorado en Ciencias con Acentuación en Manejo de Vida Silvestre y Desarrollo Sustentable. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 89 p.
- Moritz C. 1994. Defining 'evolutionarily significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 373-375.
- Perry G.H., Marioni J.C., Melsted P., Gilad Y. 2010. Genomic-scale capture and sequencing of endogenous DNA from feces. *Molecular Ecology* 19: 5332-5344.
- Peters J.L., Gretes W., Omland E. 2005. Late Pleistocene divergence between eastern and western populations of wood ducks (*Aix sponsa*) inferred by the 'isolation with migration' coalescent method. *Molecular Ecology*, 14: 3407-3418.
- Porras M.L.P., Bolaños M.J.R., Barr B.R. 2008. Variación genética y flujo de genes entre poblaciones de *Crocodylus acutus* (Crocodylia: Crocodylidae) en tres ríos del Pacífico Central, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 56 (3): 1471-1480.
- Rocha M., Gasca J. 2007. Ecología molecular de la conservación. In: Ecología molecular. Eguiarte E. L., Souza V., Aguirre X. Eds. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, CONABIO. México, D. F. pp. 251-278.
- Ruokonen M. 2001. Phylogeography and conservation genetics of the lesser whitefronted goose (*Anser erythropus*). Thesis (PhD). University of Oulu, Finland. 54 p.
- Shivaji S., Kholkute S.D., Verma S.K., Gaur A., Umapathy G.U., Singh A., Sontakke S., Shailaja A.R., Monika S., Sivaram V., Yostna B.J., Satyare B., Ahmed M.S., Bala A., Chandrashekhar B.V.N., Gupta S., Prakash S., Singh L. 2003. Conservation of wild animals by assisted reproduction and molecular marker technology. *Indian Journal of Experimental Biology* 41: 710-723.
- Stephen C.L., Whittaker D.G., Gillis D., Cox L.L., Rhodes O.E. 2005. Genetic consequences of reintroductions: An example from Oregon pronghorn antelope (*Antilocapra americana*). *Journal of Wildlife Management* 69 (4): 1463-1474.
- Templeton A.R., Routman E., Phillips C.A. 1995. Separating population structure from population history: a cladistic analysis of geographical distribution of mitochondrial DNA haplotypes in the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*. *Genetics* 140: 767-782.
- Toro M.A., Caballero A. 2005. Characterization and conservation of genetic diversity in subdivided populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 1367-1378.

RIESGO DE TRANSMISIÓN DE *Mycobacterium avium* subespecie *paratuberculosis* (Map) EN ESPECIES DOMÉSTICAS Y SILVESTRES

RISK OF TRANSMISSION OF *Mycobacterium avium* subspecies *paratuberculosis* (Map) IN DOMESTIC AND WILD SPECIES

**Hernández-Marín, J.A.¹; Cortez-Romero, C.^{2,4*}; Clemente-Sánchez, F.²; Gallegos-Sánchez, J.^{1,4};
Salazar-Ortiz, J.^{3,4}; Tarango-Arámbula, L.A.²**

¹Campus Montecillo, Programa de Ganadería, km. 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, México. 56230. ²Campus San Luis Potosí, Iturbide 73, Salinas Hidalgo, SLP, México. 78600.

³Campus Córdoba, km. 348 Carretera Federal Córdoba-Veracruz, Congregación Manuel León, Amatlán de los Reyes, Veracruz. 94946. ⁴LPI-5: Biotecnología Microbiana, Vegetal y Animal.

***Autor responsable:** ccortez@colpos.mx

RESUMEN

El microorganismo *Mycobacterium avium* subespecie *paratuberculosis* (Map) es el causante de una gastroenteritis granulomatosa severa en rumiantes. Se conoce como enfermedad de Johne y se caracteriza por diarrea persistente y emaciación progresiva, que finalmente causa la muerte en animales, sobre todo en los jóvenes por ser más susceptibles a infectarse por transmisión oro-fecal, consumo de pasto contaminado, calostro, leche y por vía transplacentaria. Su control y prevención se basa en diagnósticos confiables que detecten al agente antes del inicio de los signos clínicos, y así evitar su diseminación en el rebaño. Esta enfermedad es de distribución mundial y es responsable de importantes pérdidas económicas en la industria de la producción bovina, ovina y criaderos de animales silvestres. Se hace una revisión sobre los riesgos de transmisión entre los animales domésticos y silvestres.

Palabras clave: Enfermedad de Johne, paratuberculosis, zoonosis, cérvidos.

ABSTRACT

The microorganism *Mycobacterium avium* subspecies *paratuberculosis* (Map) is the cause of severe gastroenteritis granulomatous in ruminants. It is known as Johne's disease and is characterized by persistent diarrhea and progressive emaciation, which eventually causes death in animals, particularly young ones since they are more susceptible to being infected through oral-fecal transmission through the consumption of contaminated grass, colostrum, milk and via transplacentary conduction. Its control and prevention is based on reliable diagnoses that detect the agent before the beginning of clinical signs, and thus avoid its dissemination in the flock. This disease is distributed worldwide and is responsible for important economic losses in the industry of cattle and sheep production, and in wild animal breeding centers. A revision about the risks of transmission between domestic and wild animals is done.

Keywords: Johne's disease, paratuberculosis, zoonosis, deer.

INTRODUCCIÓN

La paratuberculosis (PtB), conocida como enfermedad de Johne es causada por el *Mycobacterium avium* subespecie *paratuberculosis* (Map). Es contagiosa en bovinos, ovinos, caprinos, y animales silvestres como el venado rojo (Mackintosh et al., 2004; 2010; 2011), y en humanos está relacionada con la enfermedad de Crohn (Ghadiali et al., 2004). La tuberculosis bovina es causada por *Mycobacterium bovis*, la enfermedad de Johne (paratuberculosis) causada por Map y la tuberculosis aviar, causada principalmente por *Mycobacterium avium* subespecie *avium* (Mackintosh et al., 2004). Ocurre en la mayor parte del mundo en bovinos y ovinos de clima templado, zonas tropicales húmedas (Ayele et al., 2001) y en animales de vida silvestre (Pavlík et al., 2000). La incidencia es alta en animales criados intensivamente en condiciones ambientales y agrícolas propicias para la propagación de la infección (Chiodini et al., 1984). En México, aún se desconoce la magnitud del problema (Méndez et al., 2009) debido al carácter subclínico de la enfermedad y a la baja sensibilidad de los métodos de identificación. Sin embargo, en ovinos se reportan prevalencias de 4.33 % (Santillán et al., 2007), 4.4 % (Méndez et al., 2009), 9.48 % por prueba de inmunodifusión en gel de agar (IDGA), un 7.58 % por reacción en cadena de la polimerasa (PCR anidada; Morón-Cedillo et al., 2013) y en caprinos un 8.8 % (Chávez et al., 2004). En Veracruz, México se han desarrollado técnicas moleculares de diagnóstico no invasivo para detectar el *M. bovis* y *M. avium* subespecie *paratuberculosis* en venados (Rendón-Castro, 2010). La investigación actual sobre esta enfermedad se ha enfocado a especies de vida silvestre; asimismo, se ha detectado que la principal vía de infección es oral, en ovejas, bovinos y venados (Smith et al., 2013) y que tiene impacto en la salud humana al relacionarla como zoonosis con la enfermedad de Crohn. El objetivo de esta revisión, es describir en forma general los riesgos que existen en la transmisión del *Mycobacterium avium* subespecie *paratuberculosis* entre especies domésticas y silvestres.

MATERIALES Y MÉTODOS

***Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* (Map)**

La paratuberculosis (PtB), es contagiosa en bovinos, ovinos, cabras y otros rumiantes; en humanos está relacionada con la enfermedad de Crohn (Ghadiali et al., 2004). Ésta última, es una enfermedad inflamato-

ria intestinal. La PtB es una enteritis granulomatosa crónica de los rumiantes, que se puede diagnosticar con cultivo fecal, lesiones patológicas, serología o la respuesta del interferón gamma (Lybeck et al., 2011). La infección es crónica, progresiva y no responde al tratamiento. Sin embargo, la mayoría de los animales infectados no desarrollan la enfermedad clínica, pero pueden excretar la bacteria; sufrir emaciación, en algunas especies, diarrea y morir. Durante el curso de la enfermedad, se excreta Map en las heces y leche, el microrganismo viaja a través de los vasos sanguíneos y linfáticos de animales infectados a diversos órganos internos, y se disemina en órganos reproductores masculinos y femeninos (Ayele et al., 2001). En rumiantes domesticados y silvestres, la transmisión del Map se produce por las vías oro-fecal, calostro, agua, insectos y sexual (transmisión horizontal) y vía transplacentaria (transmisión vertical).

Transmisión horizontal

Oro-fecal

La principal vía de infección es oral; la ingesta de pastos, suplementos y agua contaminados por heces infectadas, es probablemente el medio más común en ovejas, bovinos (Mackintosh et al., 2004) y venados (Smith et al., 2013) (Figura 1A-i). La contaminación de alimento, agua, y suelo con Map, representa el principal factor de riesgo para la propagación de la enfermedad en ciervos de granja y rumiantes salvajes en parques zoológicos (Manning et al., 1998). Los rumiantes silvestres de vida libre pueden infectarse con el pasto, de manera temporal o previamente utilizado por ganado infectado (Pavlík et al., 2000) (Figura 1A-ii). Así, se crea el concepto de transmisión de Map entre especies de ganado y venados en pastoreo (Greig et al., 1999) (Figura 1A-iii).

Calostro

En rumiantes domesticados, la transmisión se produce por el consumo de calostro y leche contaminada de madres infectadas, leche contaminada con heces en ovejas, vacas y venadas (Smith et al., 2013), o por heces adheridas en pezones (Whittington y Windsor, 2009). En la crianza de ciervos, la transmisión de Map en leche y calostro aumenta el riesgo de infección de la paratuberculosis en el hato (Manning et al., 1998) (Figura 1B). En esta especie, la adopción cruzada es común y las ciervas infectadas pueden sobrevivir como nodrizas para los cervatos e infectarlos dentro del mismo rebaño (Pavlík et al., 2000).



Figura 1. A: Transmisión horizontal. Casos de infección oro-fecal: I. Entre bovinos, ovinos y venados por hacinamiento en la misma pradera. II: Entre venados silvestres que consumen pastos contaminados con heces de ganado infectado. III: Entre venados en pastoreo. IV: Entre animales silvestres infectados por insectos o consumo de pastos y agua de los ríos contaminados con heces de animales infectados. B: En la crianza de cervatos puede existir: Transmisión horizontal. Contaminación en calostro y leche por heces adheridas en pezones de la madre. Transmisión vertical. Infección transplacentaria durante la gestación y el nacimiento de los cervatos. C: En la enfermedad de Crohn, el caso de infección es consumir leche de vacas infectadas.

Agua e insectos

Como los animales infectados clínicamente o subclínicamente pueden arrojar millones de organismos de Map en las heces, es probable que el agua subterránea y los ríos contaminados sean fuentes de transmisión para el humano (Hermon-Taylor y Chir, 1993) (Figura 1A-iv). Por ejemplo, se observó una correlación en la incidencia de la enfermedad de Crohn en Cardiff (ciudad de la llanura costera del sur de Gales) y el derramamiento de Map por bovinos y ovejas que pastaban en la zona (Mayberry y Hitchens, 1978). Aunque el agua, carne, leche y sus subproductos pueden albergar Map, la especulación sobre el agente causal de esta enfermedad continúa. Map se aisló a partir de diferentes especies de diptera (*Scatophaga* spp., *Lucilia caesar*, *Calliphora vicina*), las cuales han succionado heces de animales infectados en establos, pastos y contenido gastrointestinal en los mataderos de emergencia (Fischer et al., 2001). Los insectos chupan frutas y verduras; por ello, la contaminación mecánica y fecal de los alimentos en los hogares no debe subestimarse (Ayele et al., 2001).

Sexual

El Map puede ser incorporado en vacas a través del semen de toro o de semen contaminado durante su recolecta (Larsen y Kopecky, 1970). Se ha detectado en genitales y semen de toros infectados, sobrevive a los antibióticos y a la congelación durante la conservación de semen; y como consecuencia, la infección intrauterina ocurre, asociándola al nuevo cigoto en la etapa temprana del desarrollo embrionario (Larsen et al., 1981) (Figura 1B). La paratuberculosis reside en el tracto genital del toro, es infecciosa y se transmite por vía venérea, uso de semen, o embriones tempranos en la inseminación artificial o en la transferencia de embriones (Philipott, 1993).

Trasmisión vertical: vía transplacentaria

El caso de infección intrauterina fue planteado por primera vez como un medio potencial de transmisión en el ganado bovino en 1929, desde entonces, se ha estudiado su efecto en los programas de control basados en la cría higiénica de terneros (Whittington y Windsor, 2009), pero el riesgo en venados aún se desconoce (Mackintosh et al., 2004). Sin embargo, Smith et al. (2013) reportaron que la transmisión de Map ocurre por vía transplacentaria en ovejas, bovinos y venados (Figura 1B).

En este sentido, aunque la infección de los recién nacidos se produce por la ingestión del patógeno, los terneros pueden también infectarse en el útero (Sweeney, 1996), y dañar el útero, feto, membrana fetal, cotiledón y fluido uterino de vacas y vaquillas (Ayele et al., 2001). Así, la dificultad de los ganaderos para acatar las recomendaciones higiénicas en la crianza de terneros, puede haber obstruido la preocupación sobre las vías alternativas de transmisión (Wraight et al., 2000) y favorecido el interés de estudiar la enfermedad de Crohn y su relación con el consumo de leche (Nauta y Van der Giessen, 1998) (Figura 1C).

Impacto de la paratuberculosis

Esta enfermedad causa pérdidas económicas importantes en los sistemas de producción de bovinos, búfalos y

pequeños rumiantes en todo el mundo (Ponnusamy et al., 2013). Por ejemplo, existen grandes pérdidas por la disminución de peso, producción de leche y restricción para transportar animales infectados (Liapi et al., 2013). Específicamente, en los Estados Unidos se reporta una pérdida de 1.5 billones de dólares anuales (Pavlík et al., 2000). Chacón et al. (2004) sugirieron una similitud fisiopatológica entre la infección de los bovinos y la enfermedad de Crohn (EC) en el humano, lo que generó una controversia relacionada con la transmisión interespecies. La EC incluye un grupo de patologías crónicas cuya etiología multifactorial no está aún esclarecida del todo (Sepúlveda et al., 2008). En este sentido, se registró que de 282 pacientes atendidos entre 1990 y 2002; 181 tenían colitis ulcerosa (70.15%), mientras que 57 presentaron la EC (20.1%). Sin embargo, aproximadamente el 70% de los pacientes con EC fueron diagnosticados en la segunda mitad del período en estudio (1996-2002), lo que sugirió un incremento en la incidencia de la enfermedad (Retamal et al., 2011). Así Jaravata et al. (2007) detectaron Map en 200 muestras de carne molida de res examinadas por PCR y resultaron negativas.

Presencia y transmisión del Map en especies domésticas y silvestres

En ovinos, caprinos, camélidos y venados, la manifestación clínica tiende a manifestarse en edad más temprana comparado con los bovinos. La pérdida de peso crónica es el signo clínico principal de la *paratuberculosis* en ovinos y caprinos (Ayele et al., 2001). También ocurre en rumiantes salvajes, pero la PtB aguda se observa a menudo en los animales jóvenes con diarrea profusa, que les ocasiona la muerte (Griffin, 1988). En especies de vida silvestre y exótica, incluyendo ciervos y conejos, se sospecha que la infección ocurre por el consumo de pastos contaminados por ovinos y bovinos (Carta et al., 2012). Autores como Pavlík et al. (2000) clasificaron por nacionalidad y especie a los animales ungulados que son susceptibles a las cepas de Map de bovino y ovino. En Nueva Zelanda, la mayoría de las granjas de venados están establecidas con venados salvajes, posiblemente capturados e infectados, por lo que son responsables de la introducción de tuberculosis bovina en granjas de ciervos. El primer caso se identificó en 1978 (Beatson 1985). Por el contrario, Mackintosh et al. (2004) diagnosticaron la infección en una variedad de especies de venados de vida libre y granja en el Reino Unido, Irlanda, España, Suiza, E.U.A., Canadá y Nueva Zelanda. Posteriormente Livingstone (2005) publicó que la incidencia de ciervos rojos de cría y rebaños de ganado infectados

en Nueva Zelanda, disminuyó a 0.6% y 0.3%, respectivamente. Debido a las extensas pruebas para tuberculosis en el rebaño y a un programa riguroso para el control de vectores de vida silvestre (Griffin et al., 2006).

Resistencia o susceptibilidad al Map en especies domésticas y silvestres

Mackintosh et al. (2000) propusieron que la selección de ciervos resistentes a la tuberculosis podría ser una estrategia de control adicional. La selección de semetales resistentes, combinados con la eliminación de un pequeño porcentaje de aquellos altamente susceptibles, podría servir para reducir la incidencia y gravedad de la enfermedad. Así, rebaños con niveles más altos de resistencia hereditaria serían menos propensos a volver a infectarse por vectores animales salvajes infectados persistentemente. Sin embargo, Mackintosh et al. (2004) recomendaron como prevención y control que ovejas o ganado no deben ser pastoreados en la granja de ciervos, a menos que se sepa que proceden de rebaños que son de bajo riesgo. Rast y Whittington (2005) reportaron la resistencia relacionada con la edad a la *paratuberculosis* en rumiantes. Sin embargo, existe poca información publicada sobre la susceptibilidad en ciervos rojos de cría, aunque la enfermedad incide más en aquellos de 8 a 15 meses de edad que en los adultos (Mackintosh et al., 2010). En este sentido, estos autores infectaron de forma experimental a ciervos de la misma edad para observar la susceptibilidad y resistencia a Map, produjeron un espectro de severidad de la enfermedad, y concluyeron tener una base genética para la susceptibilidad y resistencia (Mackintosh et al., 2010). Lo anterior permitió investigar los mecanismos de inmunidad innata y adquirida a la *paratuberculosis* y la expresión de genes relacionados con la resistencia o susceptibilidad en ciervo rojo de cría (Mackintosh et al., 2011). Recientemente, Carta et al. (2012) determinaron el impacto potencial de la infección por Map de especies silvestres en la salud animal, analizaron si los reservorios de fauna silvestre son relevantes al control de Map en los rumiantes domésticos, y evaluaron la importancia de Map como la causa de la interferencia con el diagnóstico de la tuberculosis en la fauna silvestre.

CONCLUSIONES

La *paratuberculosis* es causada por el *Mycobacterium avium* subespecie *paratuberculosis* (Map). Su importancia radica en las pérdidas económicas que afectan la producción de ganado bovino, ovino, caprino, y animales silvestres, como el venado. En salud humana,

se considera zoonosis al relacionarla con la enfermedad de Crohn. Los riesgos que existen en la transmisión entre especies domésticas y silvestres son muchos, y algunos mecanismos aún son desconocidos. En este sentido, la ganadería actual tiene el reto de confrontar la realidad de la enfermedad para tomar decisiones sobre su prevención y control.

AGRADECIMIENTOS

A la línea prioritaria de Investigación LPI-5 del Colegio de Postgraduados, por el financiamiento para la realización de un estudio sobre el Map que provoca la paratuberculosis en ovinos en el estado de San Luis Potosí.

LITERATURA CITADA

- Ayele W.Y., Machácková M., Pavlik I. 2001. The transmission and impact of paratuberculosis infection in domestic and wild ruminants. Review Article. *Vet. Med. – Czech.* 46 (7–8): 205–224.
- Beatson N.S. 1985. Tuberculosis in red deer in New Zealand. Royal Society of New Zealand Bulletin 22: 147–50.
- Carta T., Álvarez J., Pérez de la Lastra J.M., Gortázar C. 2012. Wildlife and paratuberculosis: A review. *Res. Vet. Sci. In Press.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.rvsc.2012.11.002>
- Chacón O., Bermúdez L.E., Barletta R.G. 2004. Johne's disease, inflammatory bowel disease and *Mycobacterium paratuberculosis*. *Annu Rev Microbiol.* 58: 329–63.
- Chávez G.G., Trigo F.J., Svastova T.P., Pavlik e I. 2004. Identificación del polimorfismo genético de aislamientos de *Mycobacterium avium* subsp. paratuberculosis de caprinos del Centro de México. *Veterinaria México.* 35: 75–82.
- Chiodini R.J., Van Kruiningen H.J., Merkal R.S. 1984. Ruminant paratuberculosis (Johne's disease): the current status and future prospects. *Cornell Vet.* 74: 218–262.
- Crohn B.B., Ginzburg I., Oppenheimer G.D. 1932. Regional ileitis: a pathologic and clinical entity. *J. Am. Med. Assoc.* 99: 1323–1328.
- Fischer O., Mátlová L., Dvorská L., Švástová P., Bartl J., Melichárek I., Weston R.T., Pavlik I. 2001. Diptera as vectors of mycobacterial infections in cattle and pigs. *Med. Vet. Entomol.* 15: 208–211.
- Ghadiali A.H., Strother M., Naser A.S., Manning E.J., Sreevatsan S. 2004. *Mycobacterium avium* subsp., paratuberculosis strains isolated from Crohn's disease patients and animal species exhibit similar polymorphic locus patterns. *J. Clin. Microbiol.* 42: 5345–5348.
- Greig A., Stevenson K., Henderson D., Perez V., Hughes V., Pavlik I., Hines M.E.II, McKendrick I., Sharp J.M. 1999. Epidemiological study of paratuberculosis in wild rabbits in Scotland. *J. Clin. Microbiol.* 37: 1746–1751.
- Griffin J.F.T. 1988. The aetiology of tuberculosis and mycobacterial disease in farmed deer. *Irish Vet. J.* 42: 23–26.
- Griffin J.F.T., Rodgers C.R., Liggett S., Mackintosh C.G. 2006. Tuberculosis in ruminants: Characteristics of intra-tonsilar *Mycobacterium bovis* infection models in cattle and deer. *Tuberculosis.* 86: 404–418.
- Hermon-Taylor J., Chir M. 1993. Causation of Crohn's disease: The impact of clusters. *Gastroenterology.* 104: 643–646.
- Jaravata C.V., Smith W.L., Rensen G.J., Ruzante J., Cullor J.S. 2007. Survey of ground beef for the detection of *Mycobacterium avium* paratuberculosis. *Foodborne Pathog Dis.* 4: 103–106.
- Johne H.A., Frothingham L. 1895. Ein eigentümlicher Fall von Tuberkulose beim Rind. *Dtsch. Ztschr. Tier-Med.* 21: 438–454.
- Larsen A.B., Stalheim O.H.V., Hughes D.E., Appell L.H., Richards W.D., Himes E.M. 1981. *Mycobacterium paratuberculosis* in the semen and genital organs of a semendoror bull. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 179: 169–171.
- Larsen A.B., Kopecky K.E. 1970. *Mycobacterium paratuberculosis* in reproductive organs and semen of bulls. *American Journal Veterinarian Research.* 31: 255–259.
- Liapi M., Botsaris G., Slana I., Moravkova M., Babak V., Avraam M., Provvido A.Di, Georgiadou S., Pavlik I. 2013. *Mycobacterium avium* subsp. paratuberculosis sheep strains isolated from cyprus sheep and goats. *Transboundary and Emerging Diseases.* pp. 1-5.
- Livingstone P. 2005. Bovine tuberculosis. *Surveillance.* 32: 22–23.
- Lybeck K.R., Storset A.K., Djønne B., Valheim M., Olsen I. 2011. Faecal shedding detected earlier than immune responses in goats naturally infected with *Mycobacterium avium* subsp. paratuberculosis. *Research in Veterinary Science.* 91: 32–39.
- Mackintosh C.G., de Lisle G.W., Collins D.M., Griffin J.F.T. 2004. Mycobacterial diseases of deer. Review Article. *New Zealand Veterinary Journal* 52 (4): 163–174.
- Mackintosh C.G., Clark R.G., Thompson B., Tolentino B., Griffin J.F.T., de Lisle G.W. 2010. Age susceptibility of red deer (*Cervus elaphus*) to paratuberculosis. *Veterinary Microbiology* 143: 255–261.
- Mackintosh C.G., Clark R.G., Tolentino B., de Lisle G.W., Liggett S., Griffind J.F.T. 2011. Immunological and pathological responses of red deer resistant or susceptible genotypes, to experimental challenge with *Mycobacterium avium* subsp. paratuberculosis. *Veterinary Immunology and Immunopathology.* 143: 131–142.
- Mackintosh C.G., Qureshi T., Waldrup K., Labes R.E., Dodds K.G., Griffin J.F. 2000. Genetic resistance to experimental infection with *Mycobacterium bovis* in red deer (*Cervus elaphus*). *Infection and Immunity.* 68: 1620–1625.
- Manning E.J.B., Steinberg H., Rossow K., Ruth G.R., Collins M.T. 1998. Epizootic of a paratuberculosis in farmed elk (*Cervus elaphus*). *Journal of the American Veterinary Medical Association.* 213: 1320–1322.
- Mayberry J.F., Hitchens R.A.N. 1978. Distribution of Crohn's disease in Cardiff. *Soc. Sci. Med.* 12: 137–138.
- Méndez G.M., Perea A.R., Enríquez V.A., García C.L. 2009. Análisis descriptivo de casos recibidos para diagnóstico de paratuberculosis ovina y caprina en el laboratorio de patología animal de Calamanda, México. In: VI Congreso Latinoamericano de la Asociación de Especialistas en Pequeños Rumiantes y Camélidos Sudamericanos (ALEPR y CS). Sanidad. Querétaro, Qro. México. 7 al 11 de Septiembre. 24 p.
- M'Fadyean J., Sheather A.L., Edwards J.T. 1912. Johne's disease. *J. Comp. Pathol. Therapy.* 25: 217–275.
- Morón-Cedillo F.J., Cortez-Romero C., Gallegos-Sánchez J., Figueiroa-Sandoval B., Aquino-Pérez G., Amante-Orozco A. 2013. Prevalence of Infection by *Mycobacterium avium* subspecie paratuberculosis in flocks of sheep of two regions of San Luis Potosí, Mexico. *Revista Científica, FCV-LUZ.* 23 (4): 293 – 299.

- Nauta M.J., Van der Giessen J.W. 1998. Human exposure to *Mycobacterium paratuberculosis* via pasteurised milk: A modelling approach. *Vet. Rec.* 143: 293–296.
- Pavlík I., Bártl J., Dvorská L., Švastová P., Du Maine R., Macháčková M., Yayo Ayele W., Horvathová A. 2000. Epidemiology of paratuberculosis in wild ruminants studied by restriction fragment length polymorphism in the Czech Republic during the period 1995–1998. *Vet. Microbiol.* 77: 231–251.
- Philipott M. 1993. The dangers of disease transmission by artificial insemination and embryo transfer. *British Veterinarian Journal.* 149: 339–369.
- Ponnusamy D., Periasamy S., Tripathi B.N., Pal A. 2013. *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* invades through M cells and enterocytes across ileal and jejunal mucosa of lambs. *Research in Veterinary Science.* 94: 306–312.
- Rast L., Whittington R.J. 2005. Longitudinal study of the spread of ovine Johne's disease in a sheep flock in southeastern New South Wales. *Australian Veterinarian Journal.* 83: 227–232.
- Rendón-Castro G. 2010. Diagnóstico molecular no invasivo de tuberculosis y paratuberculosis en venados de la zona centro del estado de Veracruz. Tesis Profesional. Facultad de Veterinaria y Zootecnia. Universidad Veracruzana. Región Veracruz. [citado 09 julio 2014]. <http://cdigital.uv.mx/handle/123456789/30288>
- Retamal M.P., Beltrán M.C., Abalos P.P., Quera P.R., Hermoso R.M. 2011. Possible association between *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* infection and Crohn's disease. *Rev Med Chile.* 139: 794–801.
- Santillán F.M.A., Córdova L.D., Guzmán R.C.C., Jaimes M.N.G., Hernández C.O.A. 2007. Paratuberculosis en ovinos. In: 15^a Reunión Anual del Consejo Técnico Consultivo Nacional de Sanidad Animal (CONASA). Unidad de Congresos del Centro Médico Nacional Siglo XXI. México, D.F. 17, 18 y 19 de septiembre. pp. 50–56.
- Sepúlveda S.E., Beltrán C.J., Peralta A., Rivas P., Rojas N., Figueira C. 2008. Inflammatory bowel diseases: an immunological approach. *Rev Med Chile.* 136 (3): 367–75.
- Smith S.L., West D.M., Wilson P.R., de Lisle G.W., Collett M.G., Heuer C., Chambers J.P. 2013. The prevalence of disseminated *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* infection in tissues of healthy ewes from a New Zealand farm with Johne's disease present. *Short Communication. New Zealand Veterinary Journal.* 61: 41–44.
- Sweeney R.Y. 1996. Transmission of paratuberculosis. *Vet. Clin. North Am. Food Anim. Pract.* 12: 305–312.
- Whittington R.J., Windsor P.A. 2009. In utero infection of cattle with *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis*: A critical review and meta-analysis. *The Veterinary Journal* 179: 60–69.
- Wraight M.D., McNeil J., Beggs D.S., Greenall R.K., Humphris T.B., Irwin R.J., Jagoe S.P., Jemmeson A., Morgan W.F., Brightling P., Anderson G.A., Mansell P.D. 2000. Compliance of Victorian dairy farmers with current calf rearing recommendations for control of Johne's disease. *Veterinary Microbiology.* 77: 429–442.

