



**COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

---

**INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS  
AGRÍCOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO DE RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD**

**GANADERÍA**

**Monitoreo reproductivo de una población de águila real y su relación con la disponibilidad  
de presas en el noroeste de Chihuahua**

**ISMAEL ONTIVEROS SERRANO**

**T E S I S**

Presentada como requisito parcial

para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**Montecillo, Texcoco, Estado de México**

2015

---

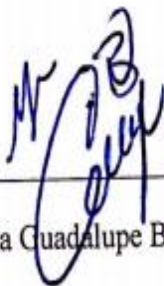
La presente tesis titulada: “Monitoreo reproductivo de una población de águila real y su relación con la disponibilidad de presas en el Noroeste de Chihuahua” realizada por el alumno: **Ismael Ontiveros Serrano** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD  
GANADERÍA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dra. María Guadalupe Bravo Vinaja

ASESOR



Dra. Ana Bertha Gatica Colima

ASESOR



Dr. José Luis Alcántara Carbajal

Montecillo Texcoco, Estado de México, septiembre de 2015

MONITOREO REPRODUCTIVO DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA REAL Y SU  
RELACIÓN CON LA DISPONIBILIDAD DE PRESAS EN EL NOROESTE DE  
CHIHUAHUA

Ismael Ontiveros Serrano, M. C.  
Colegio de Postgraduados, 2015

**RESUMEN**

En México, el águila real (*Aquila chrysaetos*) es una especie amenazada y prioritaria para la conservación. Durante el 2014 se midieron algunos parámetros reproductivos de una población de águila real en los municipios de Ascensión, Janos, Casas Grandes y Nuevo Casas Grandes, en el estado de Chihuahua, y se estimó la población de sus principales presas (liebres y conejos) en 10 territorios de anidación. Se registró la ocupación, actividad, productividad y éxito reproductivo de una población de águila real. Cinco territorios estuvieron ocupados, pero solo dos produjeron volantones; se registró el abandono de un nido. El éxito reproductivo fue del 66% y la productividad reproductiva fue de un volantón/pareja exitosa. Se estimó la población de presas potenciales, específicamente lagomorfos mediante el conteo de excretas en parcelas de 1 m<sup>2</sup> y conteo de grupos fecales (CGF) en parcelas de 100 m<sup>2</sup>. La densidad de presas de los territorios de anidación donde las águilas reales se reprodujeron no fue estadísticamente diferente ( $P < 0.05$ ) de la los territorios donde no se reprodujeron.

**Palabras clave:** conejos, lagomorfos, liebres, éxito reproductivo, productividad reproductiva

REPRODUCTIVE MONITORING OF A GOLDEN EAGLE POPULATION AND ITS  
RELATION TO PREY AVAILABILITY IN NORTHWEST CHIHUAHUA

**Ismael Ontiveros Serrano, M. Sc.**  
**Colegio de Postgraduados, 2015**

**ABSTRACT**

Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) is an endangered species in Mexico and a priority for conservation. During 2014 I measured reproductive parameters in a golden eagle population in Ascension, Janos, Casas Grandes and Nuevo Casas Grandes counties, in Chihuahua state. I estimated golden eagle's main prey (hares and rabbits) population density using two methods: counting pellets in 1 m<sup>2</sup> plots and counting pellet groups in 100 m<sup>2</sup> plots within golden eagle nesting territories. I recorded territory occupancy, activity level, breeding success and breeding productivity. Five territories were occupied but only two produced fledglings. There was one nesting failure. Breeding success was 66% and breeding productivity was 1 fledgling / successful pair. Prey density in breeding territories was not statistically different ( $P < 0.05$ ) from prey density in non-breeding territories.

**Key words:** Breeding success, breeding productivity, golden eagle, hares, lagomorphs, rabbits.

## **DEDICATORIA**

Dedico esta tesis a mis antecesores, a todas las personas que hicieron posible que engrandeciera mi curiosidad y conocimiento, aunque aún falta camino por recorrer, agradezco los que me han acompañado en este intenso y placentero viaje.

A mis padres, a la Sra. Martha Elena Serrano Miranda y al Sr. Ismael Ontiveros Medina por sus consejos y enseñanzas, por los valores y hábitos que en mi forjaron, siempre animados y llenos de sonrisas, los amo.

A Gabriela Ontiveros Serrano, por su voz llena de ánimos y buenas vibras, te amo hermana por siempre sonrío mucho.

A mi familia, a los abuelos, el extrañarlos los hace más presentes.

A Gaia, madre desbordante de bendiciones

*“El amor por todas las criaturas vivientes es el más noble atributo del hombre”.*

Charles Darwin.

## AGRADECIMIENTOS...

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico sin el cual no podría obtener el grado de maestro en ciencias.

Al Colegio de Postgraduados por darme la oportunidad académica de mejorar mis oportunidades profesionales.

A la Dra. María Guadalupe Bravo Vinaja por la atención dedicada durante mi estancia en el colegio, por su apoyo moral y académico, y las aportaciones a esta tesis.

Al Dr. José Luis Alcántara Carbajal por la buena disposición al haberme permitido utilizar parte de su equipo personal durante la fase de campo, y sus observaciones en este trabajo.

A la Dra. Ana Bertha Gatica Colima por la disposición en campo y laboratorio, por haber prestado equipo del Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

A Laura Thompson, Antonio Esquer y al personal operativo de la Reserva de la Biosfera “Rancho el Uno” de The Nature Conservancy, en Janos, Chihuahua, por permitirme quedarme en sus instalaciones.

A “Warner”, por sus consejos en campo y chistes *alivianadores*, a José Luis “Pepeluis” por la música y compañía ofrecida durante este *trip*, al bien animado y sonriente Andrei Ramone, venga *cana*, al buen Carlos Zazueta por compartir la tranquilidad de su hogar, a mi buen amigo “Caguama”, Oscar Murillo Ledezma, gracias *carnal*, y lo que le falta. GRACIAS *CARNALES!*

A las personas dueñas y encargadas de los ranchos, y a sus familias, muchas gracias por compartir los frijolitos y las tortillas de harina, también agradezco que me hayan permitido realizar esta investigación en sus terrenos, por las atenciones mil gracias.

## CONTENIDO

<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
DISTRIBUCIÓN .....	2
ALIMENTACIÓN .....	3
REPRODUCCIÓN.....	4
SITUACIÓN DEL ÁGUILA REAL EN MÉXICO. ....	6
LITERATURA CITADA:.....	9
<b>CAPÍTULO I. ESTIMACION DE LA DENSIDAD POBLACIONAL DE LAGOMORFOS EN EL NOROESTE DE CHIHUAHUA.....</b>	<b>15</b>
1.1. INTRODUCCIÓN .....	15
1.2. OBJETIVO .....	18
1.3. MATERIALES Y MÉTODOS .....	18
1.3.1. Área de estudio .....	18
1.3.2. Estimación de la densidad de lagomorfos.....	20
1.3.2.1. Conteo de excretas en parcelas de 1 m <sup>2</sup> .....	21
1.3.2.2. Conteo de grupos fecales (CGF).....	22
1.4. RESULTADOS.....	23
1.4.1. Densidad de lagomorfos mediante conteo de excretas en parcelas de 1 m <sup>2</sup> .....	23
1.4.2. Conteo de Grupos Fecales (CGF) en parcelas de 2 x 50 m .....	25
1.5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	26
1.6. LITERATURA CITADA.....	31
<b>CAPÍTULO II. MONITOREO REPRODUCTIVO DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA REAL EN EL NOROESTE DE CHIHUAHUA. ....</b>	<b>39</b>
2.1. INTRODUCCIÓN .....	39
2.2. OBJETIVOS .....	40
2.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	40
2.3.1 Ocupación de territorios y estado reproductivo de águila real .....	42
2.4. RESULTADOS.....	43
2.4.1 Ocupación de nidos de águila real.....	43
2.4.2 Éxito de anidación, reproductivo y productividad reproductiva. ....	45
2.5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	46
2.6. LITERATURA CITADA.....	48
<b>CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>52</b>

LITERATURA CITADA.....	55
ANEXO 1. ESTATUS DE CONSERVACIÓN DE LAS LIEBRES Y CONEJOS EN MÉXICO. .....	<b>58</b>
ANEXO 2. FORMATO PARA EL MONITOREO DE SITIOS DE ANIDACIÓN DE ÁGUILA REAL. ....	<b>60</b>
ANEXO 3. FORMATO PARA EL REGISTRO DE EXCRETAS.....	<b>61</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribución mundial de águila real ( <i>Aquila chrysaetos</i> ). Azul = territorio para invernar, verde pálido = territorio de crianza, verde oscuro = residente todo el año. Fuente: Aiger (2009).	2
Figura 2. Familias y géneros de lagomorfos. Después de cada género se indica el número de especies y los géneros con al menos una especie amenazada * (Chapman y Flux 2008).	15
Figura 3. Ubicación del área de estudio en el noroeste de Chihuahua.	19
Figura 4. Elaboración de las parcelas de 1 m <sup>2</sup> .	21
Figura 5. Densidad de lagomorfos en siete territorios de anidación de águila real ( <i>Aquila chrysaetos</i> ) en el noroeste de Chihuahua en 2014	24
Figura 6. Basurero en las inmediaciones de un sitio de anidación de.....	29
Figura 7. Tubería de agua (línea negra) en las inmediaciones de un sitio de .....	29
Figura 8. Ubicación de los nidos de águila real en el noroeste de Chihuahua.....	41
Figura 9. Águila real en el nido del sitio 3.....	42
Figura 10. Nido de águila real en el Sitio 3. ....	45

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Subespecies de águila real, sus características morfológicas y distribución geográfica.	1
Cuadro 2. Número de excretas de lagomorfos en siete territorios de anidación de águila real (Aquila chrysaetos) en el noroeste de Chihuahua en 2014 .....	23
Cuadro 3. Densidad media de lagomorfos localizados en siete territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua en 2014 .....	25
Cuadro 4. Densidad de lagomorfos obtenida mediante conteo de grupos fecales en parcelas de 100 m <sup>2</sup> en 10 territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua en 2014.....	26
Cuadro 5. Territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua .....	44
Cuadro 6. Actividad reproductiva y productividad por pareja de águila real .....	45

## INTRODUCCIÓN

El águila real (*Aquila crhytaetos*) pertenece al orden Falconiformes, y es una de las rapaces más grandes que existen en el mundo (Del Hoyo *et al.* 1994). Se caracteriza por tener un color café oscuro y tintes dorados en el pecho y nuca cuando es adulto, mientras que los juveniles presentan un color que va de café a negro en el dorso, el vientre más pálido, y presentan una banda blanca en la cola (Howell y Webb 2014). Puede alcanzar hasta un metro de altura y de 2.30 m a 2.84 m de envergadura (Watson 2010, Kochert *et al.* 2002, CONABIO-CONANP 2008). El águila real habita una gran variedad de lugares ya sea tundra o pastizal, bosque o desierto (Sibley 2015, Howell y Webb 1995, Watson 2010). Alrededor del mundo existen seis subespecies de águila real (Cramp y Simmons 1980) tales especies se describen en Cuadro 1 (Watson 2010).

Cuadro 1. Subespecies de águila real, sus características morfológicas y distribución geográfica.

<b>Subespecie</b>	<b>Distribución</b>	<b>Tamaño</b>	<b>Longitud de la hembra (mm)</b>	<b>Características del plumaje</b>
<i>A. c. chrysaetos</i>	Noroeste de Europa	Mediano	670	Plumaje pálido. Las plumas de la nuca son doradas.
<i>A. c. homeyeri</i>	Suroeste de Europa	Pequeño	640	Plumaje oscuro. Las plumas de la nuca son más café que las de la subespecie <i>chrysaetos</i> .
<i>A. c. daphanea</i>	Asia central	Grande	700	Plumaje oscuro. Las plumas de la nuca intermedias entre las subespecies <i>chrysaetos</i> y <i>homeyeri</i> .
<i>A. c. kamatschatica</i>	Noreste de Asia	Grande	690	Plumaje oscuro. Las plumas de la nuca de un color pardo-rojizo.
<i>A. c. japónica</i>	Japón y Corea	Pequeño	630	La subespecie más oscura. Las plumas de la nuca de color pardo brillante.
<i>A. c. canadensis</i>	Norte América	Mediano	650	Plumaje oscuro. Las plumas de la nuca son de color pardo brillante.

## Distribución

El águila real se distribuye a lo largo de las zonas Paleártica, Neártica y en partes de las regiones Indo Malaya y Africana (CONABIO-CONANP 2008, Perlo 2006, Ferguson-Lees y Christie 2001, Howell y Webb 1995, Del Hoyo *et al.* 1994). Esta rapaz evade zonas boscosas con alta densidad de árboles que pudieran limitar su capacidad de cazar (Whitfield 2000). En Norteamérica, se distribuye desde Alaska y el norte de Canadá hacia el sur, siguiendo una franja desde Dakota del Norte, hasta el centro de México (SEMARNAT 2008, De Long 2004). Los individuos del sur de Norte América migran menos o lo hacen generalmente de los 60° N hacia arriba (Nilsson 2014). Según Watson (2010) la subespecie *canadensis* es la única que se distribuye en la República Mexicana, en donde se le ha registrado en los estados de Baja California, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Sinaloa, Durango, Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro y Oaxaca (Guerrero-Cárdenas *et al.* 2012, SEMARNAT 2008, De Long 2004, Rodríguez-Estrella 2002). Se distribuye principalmente en áreas áridas, o semiáridas y montañosas con bosques templados tal como se observa en la Figura 1, es una especie de amplia distribución a nivel mundial (SEMARNAT 2008).

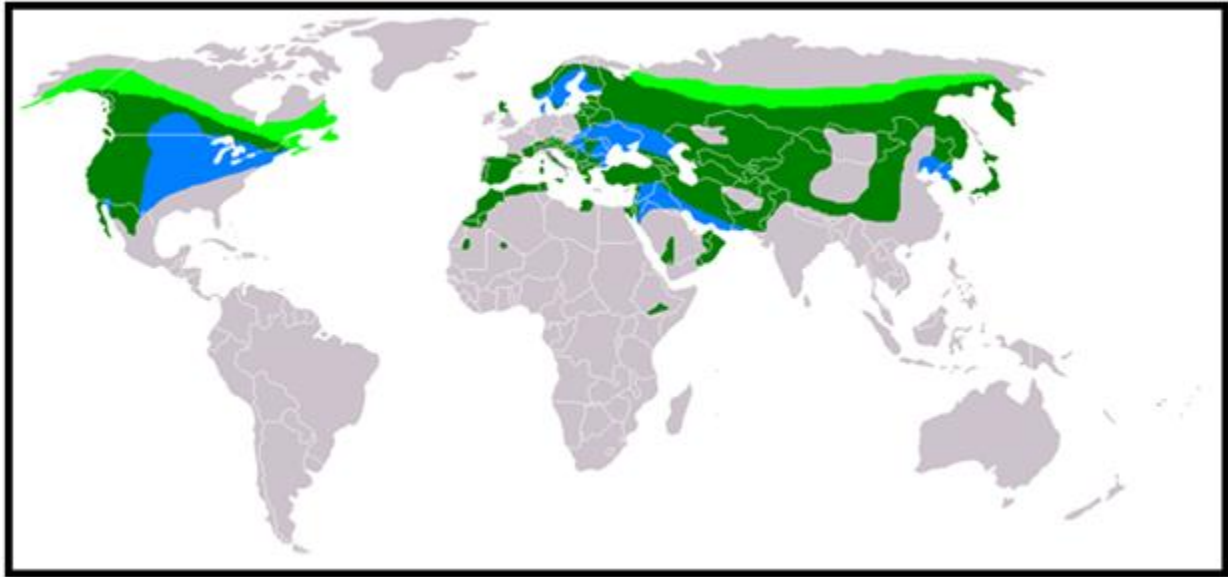


Figura 1. Distribución mundial de águila real (*Aquila chrysaetos*). Azul = territorio para invernación, verde pálido = territorio de crianza, verde oscuro = residente todo el año. Fuente: Aiger (2009).

## Alimentación

El águila real es un ave depredadora especialista y oportunista (Kochert *et al.* 2002, Olendorff, 1976) que caza mamíferos pequeños y medianos tales como conejos (*Sylvilagus* sp.) y liebres (*Lepus* sp.), que son la base principal de la alimentación (Cornejo y Hartmann 2010, Collins y Lata 2009, Rodríguez 1991, Tjernberg 1983, Bloom 1982, Stalmaster *et al.* 1979, Kent 1954, Dyche 1903). También, puede llegar a alimentarse de aves, reptiles y peces (Kochert *et al.* 2002), carroña, ardillas y perritos de la pradera (*Sciuridae*), ocasionalmente puede llegar a depredar una variedad de ungulados nativos y animales domésticos tales como la oveja doméstica (*Ovis orientalis aries*), cabras (*Capra aegagrus hircus*) y becerros (*Bos taurus*) (Kochert *et al.* 2002, Olendorff 1976). En otras partes del mundo se ha reportado que se alimentan de cervatillos (*Cervidae* sp), coatíes (*Nasua narica*), coyotes jóvenes (*Canis latrans*), mapaches (*Procyon lotor*) y aves, e incluso puede consumir algunos reptiles como tortugas o serpientes, así mismo puede alimentarse de gallinas, guajolotes y chivos, incluso mamíferos con más tamaño de un venado (Eccardi 2008, Bloom y Hawks 1982).

La alimentación del águila real varía según el área donde habite como lo denotan Collins y Latta (2009), quienes reportan una amplia variabilidad en la dieta del águila distribuida en las islas de California, donde en la Isla Santa Cruz el componente principal son jabalíes (*Sus scrofa*), gaviotas (*Laridae* spp.) y cuervos (*Corvus* spp.), mientras que en Isla Santa Rosa los componentes principales son el venado bura (*Odocoileus hemionus*), cuervos (*Corvus* spp.), cormoranes (*Phalacrocorax* spp.) y patos (*Anatidae* spp.) De igual manera, Stahlecker *et al.* (2009) reportan a la liebre cola negra (*Lepus* sp) y al conejo cola de algodón (*Sylvilagus* sp) como principales componentes de la dieta del águila real en Arizona, Utah y Nuevo México.

Bloom y Hawks (1982) reportan para la Gran Cuenca de California que el componente principal de la dieta del águila real son los mamíferos, de ellos destacan la liebre cola negra (*Lepus californicus*), el conejo de montaña (*Oryctolagus cuniculus*) y la marmota de vientre amarillo (*Marmota flaviventris*). Kent (1954) reporta para el centro de California que la dieta la componen principalmente mamíferos, sin embargo en algunos lugares consume más ardillas de tierra (*Spermophilus suslicus*) y en otras áreas consume liebre cola negra y venado bura. Sulkava *et al.* (1984) reportan que la dieta de águila real en Finlandia está principalmente formada por los gallos de monte (familia *Tetronidae*) y la liebre ártica (*Lepus timidus*). Olendorf (1976) realizó una

revisión sobre la dieta del águila real, y reportó que los mamíferos, y en especial las liebres son las preferidas, seguidas por los conejos.

En México se tienen reportes de que el componente principal en la dieta del águila real son los lagomorfos (liebres y conejos) y que estos representan alrededor del 70 al 100% de su dieta (Bravo-Vinaja *et al.* 2015, SEMARNAT 2008, Tavizón *et al.* 1995). En el estado de Chihuahua, la dieta del águila real es poco diversa y depende de las poblaciones de liebres y conejos, si bien las águilas se alimentan de otras especies, incluyendo lechuzas (*Tyto alba*) y auras (*Cathartes aura*) (Bravo-Vinaja *et al.* 2015).

### Reproducción.

El águila real construye sus nidos en estructuras rocosas, sobre árboles e incluso en el suelo cuando no hay estructuras disponibles (Watson 2010, Steenhof y Newton 2007, Hunt *et al.* 1995, Bruce *et al.* 1982, Wellein y Ray 1964). Además pueden construirlos en cualquier época del año (Brown 1976), y utilizan varas gruesas y hierbas (Watson, 2010); dicho material proviene de árboles como el roble (*Quercus* spp.), pino fantasma (*Pinus sabianiana*) laurel de California (*Umbellularia californica*) y eucalipto (*Eucalyptus* spp.) según lo reportan Hunt *et al.* (1998). Los nidos se han registrado principalmente en bosques deciduos. De hecho, McGrady *et al.* (2004) proponen que los bosques funcionan como ampliadores del área de anidación de las águilas al proveerles de sitios de anidación cuando los riscos son escasos.

Las parejas de águila real suelen ser monógamas (Cramp y Simmons 1980). El ciclo de anidación, según Hoechlin (1976), comienza desde enero, cuando los adultos inician el cortejo, el cual es un conjunto de piruetas y movimientos aéreos que incluye acarreamiento de palos o varas para el nido, así como algunas vocalizaciones (Kochert *et al.* 2002).

Las águilas ponen de 1 a 3 huevos (Hoechlin 1976), cuyo tamaño promedio es de 57 X 59 mm (Watson 2010), y tienen una coloración blanquecina a crema rosado con manchas café (Kochert *et al.* 2002), la nidada es comúnmente de dos polluelos (Pagel *et al.* 2010, Hunt *et al.* 1995, Johnsgard 1990). Los huevos son depositados entre principios de febrero y abril (Fernández 1991), o mediados de mayo (Hunt *et al.* 1995, Hoechlin 1976).

La incubación dura de 43 a 45 días (Hoechlin 1976) y la hembra es la que se encarga de hacerlo la mayor parte del tiempo (83 %) especialmente durante las primeras dos semanas después

de que fueron depositados los huevos, sin embargo el macho también participa en la incubación (14 %), para que la hembra salga a cazar o a ejercitarse. Los huevos pasan un tiempo expuestos a la intemperie (4 %), con lo que pueden enfriarse y ser depredados (Collopy 1984). El tamaño medio de la nidada está reportado desde 1.42 polluelos en Oregon (Isaacs 2011), mientras Beecham y Kochert (1975) registraron en 89 puestas un promedio de 2.1 polluelos por pareja.

La etapa que va desde el momento de la eclosión hasta el momento en que el polluelo abandona el nido tiene una duración de 45 a 81 días (Driscoll 2010, Kochert *et al.* 2002). Las hembras son las que invierten mayor tiempo en la crianza hasta la quinta semana de vida del polluelo, edad donde ya se mantiene erguido y se alimenta por sí solo (Collopy 1984). Los polluelos están cubiertos por un plumaje fino blanco en la primera semana, las rectrices y rémiges comienzan a desenvainar en la cuarta semana, y ya tendrán su plumaje juvenil para la octava semana juvenil (Hoechlin 1976).

La etapa de volantones comienza alrededor de la décima semana y dura hasta que el polluelo adquiere independencia total. Algunos autores mencionan que el 80% de los aguiluchos pasa a esta etapa en el comienzo de la octava semana (Driscoll 2010, Johnsgard 1990), otros mencionan que esta etapa puede ser a los 71 o extenderse hasta los 81 días (Kochert *et al.* 2002, O'Toole *et al.* 1999). Incluso si el juvenil se vuelve más fuerte y adquiere mayor experiencia al volar, no se aleja del nido por lo menos durante los dos primeros meses mientras aprende a cazar. Las águilas adultas siguen alrededor del joven hasta que éste es autosuficiente (Ecosphere 2007).

La distancia entre los volantones y los nidos aumenta según avanza el tiempo (Soutullo *et al.* 2006, 2013, O'toole *et al.* 1999) en lugar de mantener una fidelidad al lugar de nacimiento; también se ha documentado que los padres suelen ahuyentar a los juveniles presionándolos para que consigan su propio territorio (Watson 2010).

El águila real es un ave muy longeva de acuerdo con Jacquat (1977), quien reporta la muerte de un águila real de 25 años y ocho meses de edad en Francia; Staav (1990), en Suecia, reporta la muerte de un águila real de poco más de 32 años. En cautividad puede llegar a vivir hasta 46 años (Brown y Amadon, 1968), pero Keran (1981) menciona que solo vive 11 años. Típicamente no se reproduce hasta el cuarto o quinto año de vida (Steenhof *et al.* 1983), aunque dependerá de las condiciones de las poblaciones, tanto del águila como de sus presas, lo que puede adelantar este suceso un par de años. Cuando el águila real se encuentra madura física y sexualmente, se establece

dentro de un área de tamaño variable que puede ir desde los 30 hasta los 1,700 km<sup>2</sup>, de acuerdo con la calidad de hábitat y época reproductiva (CONABIO 2011).

#### Situación del águila real en México.

La distribución del águila real abarcaba aproximadamente el 50 % del territorio nacional hacia la mitad del siglo XX (Rodríguez-Estrella 2002). Sin embargo, las poblaciones de águila real del sur de los Estados Unidos y las poblaciones mexicanas han sufrido un declive en las últimas décadas, a diferencia de las poblaciones de Canadá y Alaska (Kochert *et al.* 2002). Esta situación se debe a la degradación y fragmentación del hábitat, y a la consecuente disminución en la disponibilidad de sus presas y sitios de anidación (SEMARNAT 2008).

Hacia 1997, el 97% del territorio nacional sufría diferentes niveles de deterioro, y el 75 % de este deterioro era causado por la deforestación, el sobrepastoreo, el uso y cambio en el uso del suelo, principalmente actividades urbanas, industriales y agropecuarias (SEMARNAT 2008, SEMARNAT 2005, Ehrlich 2003, Ceballos *et al.* 2000).

La disminución en las poblaciones de águila real se debe también a la persecución que se realizaba en contra de ejemplares por algunos grupos como el *Big Bend Eagle Club*, del oeste de Texas que contrataban cazadores para dispararles a las águilas, bajo el argumento de que estas depredaban sobre el ganado. También en México, algunos grupos cazaban a las águilas y las exponían para pedir dinero, con el mismo argumento de que los animales domésticos estarían a salvo (Eccardi 2008). Lo anterior, sumado a bajas tasas de reclutamiento y de reproducción, y al saqueo indiscriminado de nidos, ha disminuido las poblaciones de águila real, en las que ha incrementado la deriva génica (SEMARNAT 2008).

La electrocución en tendidos eléctricos es otro problema que enfrentan las águilas de acuerdo con Lehman *et al.* (2010), quienes determinaron que las águilas sufren el máximo número de muertes causadas por electrocución entre las rapaces y cuervos en el oeste de Estados Unidos. En el área de Janos, Chihuahua, desde 1999 se comenzó a registrar la electrocución de aves, y se contabilizaron 135 rapaces, entre ellas ejemplares de águila real (Manzano *et al.* 2007). Otro problema es el envenenamiento de mamíferos depredadores, ya que se cree que son los responsables de la mortandad de ganado, y con el afán de controlar sus poblaciones, los ganaderos



y agricultores locales envenenan la carroña para matarlos, sin embargo, como el águila también se alimenta de carroña, consume el veneno (Rodríguez-Estrella, 1991).

Asimismo, algunos residuos organoclorados como el DDT (*diclorodifeniltricloroetano*) afectan la deposición de calcio en el cascarón del huevo, y producen un adelgazamiento y debilitamiento del mismo, lo que causa de la ruptura del huevo durante la incubación. Este proceso también disminuye la protección contra los rayos solares, lo que produce embriones inviables. El efecto acumulativo del DDT puede afectar a las aves y hacerlas más susceptibles a morir durante la etapa madura (Rodríguez Estrella 1991, Lockie y Balherry 1969, Ratcliffe 1969, 1970).

Por lo tanto, el águila real se encuentra bajo la categoría amenazada de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) y en la de preocupación menor (*Least Concern* - LC) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés). También se encuentra en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, por sus siglas en inglés), debido a que no se encuentra en peligro de extinción, pero si sus poblaciones continúan declinando puede pasar al Apéndice I, el cual determina las especies en peligro de extinción (CITES 2015, Birdlife International 2013, SEMARNAT 2010).

Se han realizado pocos estudios de esta especie en México, a pesar de su estatus de conservación (Bravo-Vinaja *et al.* 2015, Guerrero-Cárdenas *et al.* 2012, Lozano-Román 2008, SEMARNAT 2008, Tavizón *et al.* 1995, Rodríguez-Estrella 1991, 2002) los cuales no incluyen su dinámica poblacional, particularmente la valoración de sus tasas vitales, que son las que permitirían identificar las causas de las fluctuaciones en el número de sus poblaciones (Rodríguez-Estrella, 1991).

El Programa “El Águila Real (*Aquila chrysaetos*) Prospección de su Distribución y Hábitos” de la antigua Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) fue el primer esfuerzo que se realizó para la conservación de esta rapaz en México.

Posteriormente la Dirección General de Vida Silvestre, SEMARNAT, creó los Programas de Recuperación y Conservación de Especies Prioritarias (PREP), uno de los cuales estuvo dedicado al águila real, al mismo tiempo fue creado el Subcomité Técnico Consultivo para la Protección, Conservación y Recuperación del Águila Real (D.O.F. 23 de junio de 1999).

En el 2007, se puso en marcha el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) por medio de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), a través de la colaboración conjunta de personas en diferentes estados de la República Mexicana, en donde se realizan esfuerzos por monitorear la especie y su hábitat. En el 2009 la CONANP en unión con el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A. C. y Gaia Editores cofinanciaron un proyecto educativo de difusión sobre el águila real, financiado en parte por el sector empresarial. Gracias a este esfuerzo se tienen registrados hasta la fecha 145 nidos identificados con 81 parejas reproductivas (SEMARNAT 2013).

Como complemento a esta labor, en febrero del 2014 se liberó para su reproducción en vida silvestre un macho de águila real en la barranca de Metztlán, Hidalgo (Naranjo 2015).

Desde el 2013, existe un convenio entre el U. S. Fish & Wildlife Service y el gobierno mexicano. La institución norteamericana donó cinco transmisores satelitales para el seguimiento de ejemplares silvestres de águila real cuyo objetivo principal es estudiar y comparar la situación de la especie en ambos países (Serrano 2014, Méndez 2013).

Aun así existe un amplio desconocimiento sobre la biología de esta rapaz en México, es por eso la importancia de generar investigaciones de este tipo que ayuden a comprender un poco la situación actual y las tendencias futuras de las poblaciones de águila real.

Por lo anterior, el propósito del presente estudio fue determinar la densidad de las presas principales del águila real (liebres y conejos) en el noroeste de Chihuahua (Bravo-Vinaja *et al.* 2015), así como medir algunos parámetros reproductivos de una población de águila real residente, y observar la relación que hay entre las presas y la reproducción. La presente tesis se compone de dos capítulos, el Capítulo I trata sobre la estimación de la densidad relativa de lagomorfos presentes en los territorios de anidación de águila real, dicha estimación se llevó a cabo utilizando dos métodos no invasivos, los cuales realizaron contando la cantidad de excrementos y grupos de heces fecales en intervalos de 30 días aproximadamente para estimarla. En el Capítulo II se reportan los parámetros reproductivos de una población de águila real. Estimar el éxito reproductivo (ER) y la productividad reproductiva (PR) fueron los parámetros analizados en la investigación. Finalmente se hace un análisis entre éstos parámetros y se relacionan con la densidad de presas en los territorios de anidación donde fueron calculados dichos parámetros.

Literatura citada:

- Aiger, A. 2009. Golden Eagle Range. <http://www.beautyofbirds.com/goldeneagles.html>
- Beechman, J. J. and Kochert, M. N. 1975. Golden Eagle breeding biology, Idaho. Wilson Bulletin 87: 506- 13.
- BirdLife International 2013. *Aquila chrysaetos*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 21 January 2014
- Bloom, P. H. and S.J. Hawks. 1982. Food habits of nesting Golden Eagles in North-east California and North-west Nevada. J. Raptor Res. 16: 110-115.
- Brown, L. 1976. British birds of prey. Collins. London
- Brown L. H. and D. Amadon. 1968. Eagles, hawks, and falcons of the world. Vol. 2. McGraw-Hill, New York, NY. 411pp.
- Bruce, A.M., Anderson, R. J. and Allen. G. T. 1982. Observations of golden eagles nesting in western Washington. J. Raptor Res. 16:132-134.
- Ceballos, G., M. C. Arizmendi y L. Márquez-Valdelamar. 2000. La diversidad y conservación de las aves de México. Pp 21-68 En: G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coordinadores). Las Aves de México en peligro de extinción. Conabio, Instituto de Ecología, UNAM, Fondo de Cultura Económica. México
- CITES. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. 2015. Base de datos <http://cites.org/esp/app/appendices.php> Revisado en marzo 6 del 2015
- Collins, P. W. and Latta, B. C. 2009. Food habits of nesting golden eagles (*Aquila chrysaetos*) on Santa Cruz and Santa Rosa Islands, California. In Damiani, C. C. and D. K. Garcelon (eds). Proceedings of the 7th California Islands Symposium. Institute for Wildlife Studies, Arcata, CA. Pag. 225-26.
- Collopy, M. W. 1984. Parental care and feeding ecology of Golden Eagle nestlings. Auk 101: 753–760.
- CONABIO. 2011. Fichas de especies prioritarias. Águila real (*Aquila chrysaetos canadensis*) Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

- CONABIO-CONANP. 2008. Águila real. Fichas de especies mexicanas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México D.F.
- Cornejo, J. y Hartmann, C. 2010. Las alas de México. Diario La Jornada. La Jornada Ecológica: 4 de octubre.
- Cramp, and Simmons, K. E. I. 1980. The birds of the Western Palearctic. Vol. University Press, Oxford.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. and Sargatal, J. 1994. Handbook of the birds of the world. Vol. 2. New world vultures to guineafowl. Barcelona, Spain: Lynx Edition citado en López-López P., C. García-Ripollés, Á. Soutullo, L. Cadahía y V. Urios. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to “important bird areas” design. *Animal Conservation* 10: 208–218.
- DeLong, J. P. 2004. Effects of management practices on grassland birds: Golden Eagle. Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND. 22 pag.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 23 de junio de 1999. Acuerdo por el que se crea el Comité Técnico Consultivo Nacional para la recuperación de Especies Prioritarias. Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
- Driscoll, D.E. 2010. Protocol for golden eagle occupancy, reproduction, and prey population assessment. American Eagle Research Institute, Apache Jct., AZ. 55pp.
- Dyche, L. L. 1903. The Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). Transactions of the Kansas Academy of Science. 19:179-181
- Eccardi, F. 2008. El águila real, símbolo de la identidad mexicana. CONABIO. *Biodiversitas* 77:1-6
- Ecosphere. 2007. Golden Eagle monitoring at Carbon Mountain: Final summary report for the 2003-07 breeding seasons. U. S. Bureau of Reclamation, Western Colorado Area Office Animas. La Plata project, Durango, Colorado.
- Ehrlich, P. 2003. Las aves de México en peligro de extinción. Ciencias Num. 69
- Ferguson-Lees, J. and Christie, D. 2001. Raptors of the world. Christopher Helm, London.
- Fernández, C. 1991. Fecha de puesta del águila real (*Aquila chrysaetos* L.) en Navarra. *Ardeola*. 38: 29-36.

- Hoechlin, D. R. 1976. Development of Golden Eaglets in southern California. *Western Birds*. 7: 137-152
- Howell, S. N. G y Webb, S. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos de Norte América.
- Hunt, W. G. R., Jackman, R. E., Brown, T. L., Gilardi, J. G., Driscoll, D. E. and Culp, L. 1995. A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. Report to National Renewable Energy laboratory, Subcontract XCG-4-14200 to the predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz.
- Hunt, W. G., R. E. Jackman, T. L. Brown, D. E. Driscoll, and L. Culp. 1998. A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: population trend analysis 1997. Report to National Renewable Energy laboratory, Subcontract XAT-6-16459-01. Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz.
- Johnsgard, P. A. 1990. *Hawks, eagles, and falcons of North America. Biology and natural history*. Smithsonian Institution Press.
- Isaacs, F. B. 2011. Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) nesting in Oregon, 2011. 1<sup>st</sup> Annual Report, Revised, 16 April 2012. Oregon Eagle Foundation, Inc, Klamth Falls, Oregon, USA.
- Jacquat, B. 1977. Age remarquable d'un Aigle Royal. *Nos Oiseaux*, 34: 31-35.
- Johnsgard, P. A. 1990. *Hawks, eagles and falcons of North America: biology and natural history*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 403 pp.
- Kent Carnie, S., 1954. Food habits of nesting golden eagle in the coast ranges of California. *The Condor*. Cooper Ornithological Society. 56:3-12.
- Keran, D. 1981. The incidence of man-caused and natural mortalities to raptors. *Raptor Res.* 15:108-112.
- Kochert, M.N. K. Steenhof, C.L. McIntyre and E.H. Craig. 2002. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) In A. Poole and F. Gill (eds). *The Birds of North America Online*. Ithaca: Cornell Lab of Ornithoogy; Retrieved from the birds of North America Online. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/684> doi:10.2173/bna.684.
- Lehman, R. N., Savidge, J. A., Kennedy, P. L. and Harness R. E. 2010. Raptor electrocution rates for a utility in the mountain western United States. *J. Wildl. Manage.* 74:459–470

- Lockie, J. D. and Balherry, R. 1969. Breeding success and organochlorine residues in Golden' Eagles in west Scotland. *J. Appl. Ecol.* 6:381-389.
- Lozano-Román, L. F. 2008. Primer informe sobre la identificación de áreas de anidación y distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el estado de Aguascalientes. Comisión Nacional de áreas Naturales Protegidas. Instituto del Medio Ambiente, Aguascalientes, México.
- Menkens, G. E. and Anderson, S. H. 1987. Nest site characteristics of a predominantly tree-nesting population of Golden Eagles. *J. Field Ornith.* 58:22-25
- Manzano-Fischer, P., List, R., Jean-Luc Cartron, J., Rodrigo Sierra, R. y Ponce, E. 2007. Electrocutación de aves en líneas de distribución de energía eléctrica en México. *CONABIO. Biodiversitas*, 72: 11-15.
- McGrady, M.J., Petty, S.J. & McLeod, D.R.A. 2004. Potential impacts of new native woodland expansion on golden eagles in Scotland. *Scottish Natural Heritage*.
- Méndez, E. (2013, 6 de junio). SEMARNAT anuncia trabajos de protección del águila real. Recuperado de <http://www.excelsior.com.mx/nacional/2013/06/06/902896>
- Naranjo, L. (2015, 17 de febrero) Busca CONANP preservación del águila real. El independiente de Hidalgo. Recuperado de <http://www.elindependientedehidalgo.com.mx/2015/02/262252>
- Nilsson, M. 2014. Movement ecology of the golden eagle *Aquila chrysaetos* and the semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus*- Synchronomus movements in a boreal ecosystem. Swedish University of Agriculture Sciences. Faculty of Forest Science. Department of Wildlife, Fish and Environmental Studies. Umeå.
- O'toole, L. T., Kennedy P., Knight, R. L and McEwen, L. C. 1999. Post fledging behavior of Golden Eagles. *Wilson Bulletin* 111: 472-477.
- Olendorff, R.R. 1976. The food habits of North American Golden Eagle. *American Midland Naturalist* 95:231-236
- Pagel, L. E., Whittington, D. M. and Allen, G. T. 2010. Interim Golden Eagle Inventory and Monitoring Protocols and other recommendations. U. S. Wildlife Service.
- Perlo, B. V. 2006. *Collins Field Guide: Birds of Mexico and Central America*. Princeton University Press

- Ratcliffe, D.A. 1969. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* 215: 208-210.
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. of Applied Ecol.* 7: 67-115.
- Rodríguez Estrella, R. 1991: La reserva de la Biosfera El Vizcaíno en la Península de Baja California. Editores: Alfredo Ortega y Laura Arriaga. Centro de Investigaciones Biológicas de B.C.S., A.C., Cap. 12, pp. 247-263
- Rodríguez-Estrella, R. 2002. A survey of Golden eagles in northern Mexico in 1984 and recent records in central and southern Baja California Peninsula. *J. Raptor Res.* 36: 3-9
- Rodríguez-Estrella, R. (Ed). 2006. Current raptor studies in Mexico. Centro de Investigaciones Biológicas del noroeste and CONABIO. La Paz, Baja California Sur, México, 323 pp.
- SEMARNAT. 2008. "Programa de Acción para la Conservación de Especie: Águila Real (*Aquila chrysaetos*)". Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 50 pp.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación, jueves 30 de Diciembre de 2010.
- SEMARNAT (2013 6 de junio). Fortalecerá SEMARNAT acciones de conservación del águila real. (Comunicado de prensa) recuperado de <http://saladeprensa.semarnat.gob.mx/index.php/noticias/881-fortalecera-semarnat-acciones-de-conservacion-del-aguila-real>
- Serrano, L. (2014, agosto 22). Científicos mexicanos coordinan su talento para que el águila real no se extinga en México. Recuperado de <http://www.conacytprensa.mx/index.php/ciencia/mundo-vivo/179-cientificos-mexicanos-coordinan-su-talento-para-que-el-aguila-real-no-se-extinga-en-mexico>
- Soutullo, A., López-López, P., Cortés, G. D., Urios, V. and Ferrer, M. 2013. Exploring juvenile golden eagles' dispersal movements at two different temporal scales. *Ethology, Ecology & Evolution.* 25(2):17-128.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M. and Peñarrubia, S. G. 2006. Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life: Capsule the area explored increased throughout the year and tended to be much larger for females than males. *Bird Study*, 5(3): 258-264.
- Staaav, R. 1990. The oldest Golden Eagle so far (in Swedish). *varFagelvarld*, 49: 34.

- Stalmaster, M. V., Newman, J. R. and Hansen, A. J. 1979. Population dynamics of wintering Bald Eagles on the Nooksack River, Washington. Northwest Science. 53(2).
- Steenhof, K and Newton, I. 2007. Assessing nesting success and productivity. In: Bird, D.M., Bildstein, K.L., (Eds.), Raptor research and management techniques. Hancock House, Surrey, Canada. pp. 181–192.
- Steenhof, K., Kochert, M. N. and Doremus, J. H. 1983. Nesting of subadult Golden Eagles in Southwestern Idaho. The Auk. 100(3):743-747.
- Sulkava S., Huhtala, K. and Rajala, P. 1984. Diet and breeding success of the Golden Eagle in Finland 1958-1982. Ann. Zool. Fennici 21:283-286
- Tavizón, P. R. Flores, R. R. T., Macías, P. M. y M. Díaz. 1995: Hábitos alimenticios del Águila Real (*Aquila chrysaetos* L.) en Zacatecas, México. Memorias del XIII Congreso Nacional de Zoología, Morelia, Michoacán, 120 pp.
- Tjernberg, M. 1983. Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. Holarct. Ecol. 6: 17-23.
- Watson, J. 2010. The Golden Eagle. Yale University press Second edition. British Library. Pp. 448.
- Whitfield, P. 2000. Golden eagle *Aquila chrysaetos* ecology and conservation issues. Scottish Natural Heritage Review. No 132.
- Welleinn, E.G., and T. Ray. 1964. Eagle investigation--New Mexico and western Texas. Wildl. Research Lab., Colorado. USA. Pp.26.



# CAPÍTULO I. ESTIMACION DE LA DENSIDAD POBLACIONAL DE LAGOMORFOS EN EL NOROESTE DE CHIHUAHUA

## 1.1. Introducción

El orden Lagomorpha (Figura 2) incluye liebres y conejos (Familia *Leporidae*) y pikas (Familia *Ochtonidae*), de acuerdo con Chapman y Flux (2008) y Cervantes *et al.* (1994). En México existen los géneros *Lepus* y *Silvylagus*, con 5 y 8 especies, respectivamente, y el género *Romerolagus* (Rocha *et al.* 2010, Gomez-Nísino 2006).

La liebre de flancos blancos (*Lepus callotis*) ocurre en la parte noroeste del estado de Chihuahua aunque es en el sur del estado donde concentra su mayor distribución (Ceballos *et al.* 2006). La liebre cola negra (*Lepus californicus*) se distribuye desde el norte de Estados Unidos, la región de Baja California y Baja California Sur, y la parte norte de Sonora pasando por Chihuahua hacia el altiplano hasta el sur al llegar a Hidalgo (Best 1996). El conejo cola blanca (*Sylvilagus audobonii*) también se distribuye en ésta zona (Chapman y Willner 1978).

La estimación de la densidad o abundancia relativa de animales silvestres es uno de los principales parámetros que se miden para generar información sobre aspectos de su ecología y dinámica poblacional (Scott 2011, Langbein *et al.* 1999) y además, la estimación poblacional es importante para comprender procesos e interacciones de manera directa e indirecta que se llevan a cabo con otras especies (Homyack *et al.* 2006).

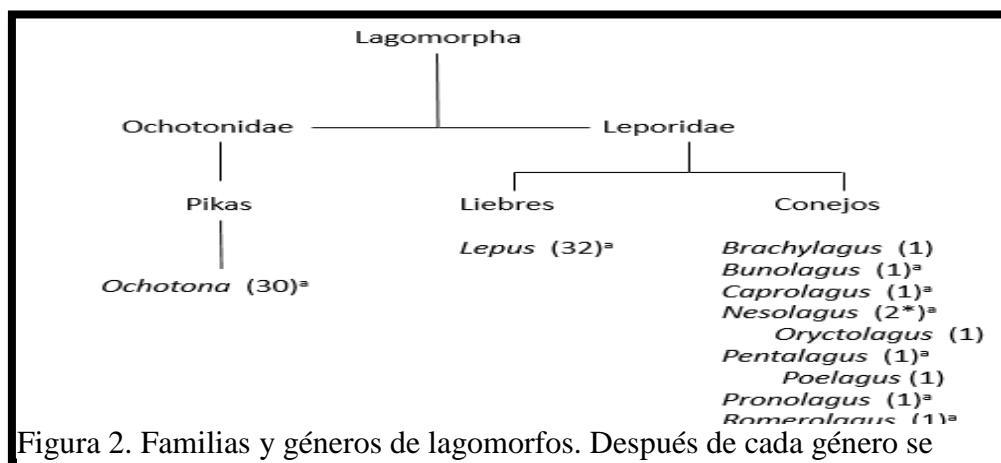


Figura 2. Familias y géneros de lagomorfos. Después de cada género se indica el número de especies y los géneros con al menos una especie amenazada \* (Chapman y Flux 2008).

En Norteamérica, la alimentación del águila real se basa principalmente en roedores y lagomorfos (Cornejo y Hartmann 2010, Collins y Lata 2009, Lozano y Villalobos 2003, Rodríguez-Estrella 1991, Tjernberg 1983, Bloom 1982, Stalmaster *et al.* 1979, Kent 1954, Dyche 1903), aunque puede consumir otro tipo de presas (animales silvestres y especies domésticas), y, de manera oportunista, carroña.

El águila real juega un papel importante en el equilibrio de los ecosistemas, ya que controla las poblaciones de lagomorfos y roedores que pudieran convertirse en una amenaza a cultivos dedicados a la agricultura (Roa y Alvarado 2011, Muñoz 2004, Delibes *et al.* 1975).

Los lagomorfos forman la base de muchos sistemas depredador-presa (Chapman y Flux 2008), por ejemplo, son presas importantes para más de 40 depredadores en España como el lobo (*Canis lupus*), gato montés (*Felis silvestris*), gavián azor (*Accipiter gentilis*), águila real y milano negro (*Milvus migrans*), según Delibes y Gálvez (2009). También se ha observado que la abundancia de conejos en el sur de España y las rapaces están correlacionadas (Delibes *et al.* 2007).

Existe una relación entre el consumo de presas y el éxito reproductivo de rapaces; por ejemplo, Watson *et al.* (1992) observaron que en aquellos lugares donde hubo mayor consumo de presas vivas (incluidos lagomorfos) hubo un incremento en el éxito reproductivo del águila real. Moss *et al.* (2012) señalaron que el porcentaje del éxito reproductivo de águila real y el consumo de liebre de montaña, su presa principal en la región del estudio, están relacionadas; asimismo, Sulkava *et al.* (1984) en Finlandia, encontraron que el éxito reproductivo está relacionado con la densidad de presas. Steenhof y Kochert (1988) documentaron la respuesta de tres rapaces (entre ellas águila real) a las fluctuaciones en las densidades de sus presas, encontrando una relación positiva entre ambas variables.

Las poblaciones de depredadores están reguladas por los ciclos biológicos de los lagomorfos y están ligadas a su biología (AMCELA 2015, Rocha *et al.* 2010, Ceballos y Oliva 2005). Elton (1924) estudió las fluctuaciones entre el depredador y sus presas, y encontró que el principal regulador de poblaciones silvestres es la variabilidad climática. Este autor menciona que la población de liebres regula a la población de lince (*Linx canadensis*), es decir si la cantidad de liebres (presas) es suficiente, la población de lince (depredador) será estable, lo que produce una relación activa y cíclica donde si la población de lince aumenta, la población de liebres disminuye.

La importancia de las interacciones ecológicas entre el depredador y la presa no es exclusiva del papel que lleva a cabo cada organismo en el ecosistema y su estructura, sino que están ligadas a los ciclos reproductivos de ambas especies a través del tiempo, basándose además en condiciones ambientales que hayan ayudado a evolucionar dichas interacciones (Martínez-Chacón *et al.* 2004).

En Chihuahua se ha encontrado que la dieta del águila real es poco amplia y dependiente de liebres y conejos. Esta rapaz depreda sobre animales de diferentes tamaños como aves pequeñas y otros de mayor tamaño como zorrillos (*Mephitis* spp), búhos (*Tyto alba*) y auras (*Cathartes aura*), aunque las presas más frecuentes y las que aportan mayor biomasa a la dieta son liebres y conejos (Bravo-Vinaja *et al.* 2015).

En México hay 14 especies de leporinos de los cuales siete son endémicos y seis se distribuyen en zonas menores a 300 km<sup>2</sup> (Flux y Angermann 1990). En el norte de México coexisten la liebre cola negra (*Lepus californicus*) y la liebre torda (*Lepus callotis*), ambas prefieren planicies abiertas cubiertas de pastos y con mezquite, cactus y arbustos, pero en lugares deteriorados donde hay cultivos, la liebre cola negra desplaza a la liebre torda (Sarukhán 2009). De acuerdo con Chapman y Willner (1978), en la región también habita el conejo cola de algodón (*Sylvilagus audubonii*).

Los leporinos son de tamaño pequeño a mediano, están adaptados al movimiento rápido, ya que tienen patas traseras largas con cuatro dedos en cada una, mientras que las delanteras son más pequeñas y en éstas presentan cinco dedos en cada extremidad (Rodríguez 2011). El tamaño varía de los 23.4 cm en el teporingo (*Romerolagus diazi*) hasta 70 cm en la liebre europea (*Lepus europaeus*), según reportan Ballesteros (2008), Gómez-Nissino (2006), Cervantes y Martínez (1996) y Pallas (1778). Suelen ser exclusivamente herbívoros (con algunas excepciones del género *Lepus*), por lo que se alimentan principalmente de pastos y hierbas, pequeños frutos, hojas y semillas de diferente tipo (Fraire 2012, Martínez-Chacón *et al.* 2004).

Los lagomorfos son dispersores de semillas y coadyuvan a su germinación, son reguladores de procesos ecológicos, por lo que se les considera especies fundamentales en el equilibrio de la integridad ecológica del ecosistema que habiten (Delibes y Gálvez 2009, Delibes *et al.* 2007, Vignolio y Fernández 2006, Agnew y Flux 1970).

Para estimar la densidad y abundancia de lagomorfos se pueden utilizar diferentes métodos como trampeo, conteo directo de individuos, conteo de excretas, conteo de grupos fecales, de letrinas y conteo de madrigueras, y el método captura-recaptura. Asimismo se pueden utilizar faros de halógeno o “*spotlights*” en transectos nocturnos (Scott 2011, Stenkewitz *et al.* 2010, Palomares 2001, Parkes 2001, Palomares *et al.* 1996).

El uso de conteos de excretas para la estimación de abundancia y densidad de lagomorfos es una herramienta atractiva por ser poco costosa y requerir poco esfuerzo, en contraste con el método captura-recaptura (Zahratka y Buskirk 2007) o el de transecto en línea con faros (Portales-Betancourt *et al.* 2012).

El conteo de excretas proporciona una estimación poblacional adecuada para la estimación de densidad de lagomorfos (Palomares 2001) y se puede utilizar en diferentes tipos de ecosistemas, desde el bosque boreal del noroeste de Canadá (Homyack *et al.* 2006), el bosque mediterráneo (Palomares *et al.* 1996), y matorral de gobernadora (*Larrea tridentata*) (Portales-Betancourt *et al.* 2012). Cuando el conteo de excretas se realiza en parcelas de 1 m<sup>2</sup> se aumenta la robustez, se muestra mayor prevalencia de excretas, menor variación en la muestra, así como estimaciones más bajas de densidad a diferencia de parcelas de diferente tamaño, de acuerdo con Murray *et al.* (2002).

## 1.2. Objetivo

- Estimar la densidad de lagomorfos en siete territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua.

## 1.3. Materiales y Métodos

### 1.3.1. Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en los municipios de Ascensión, Casas Grandes, Nuevo Casas Grandes y Janos (Figura 3), dentro de la ecorregión del Desierto Chihuahuense (Rzedowsky 1981). Los tipos de vegetación presentes en estos municipios son principalmente matorral desértico y pastizal natural, aunque también se encuentran zonas con mezquital y partes con bosque de coníferas y bosque de encino, así como formaciones de médanos (Rzedowsky 2006).

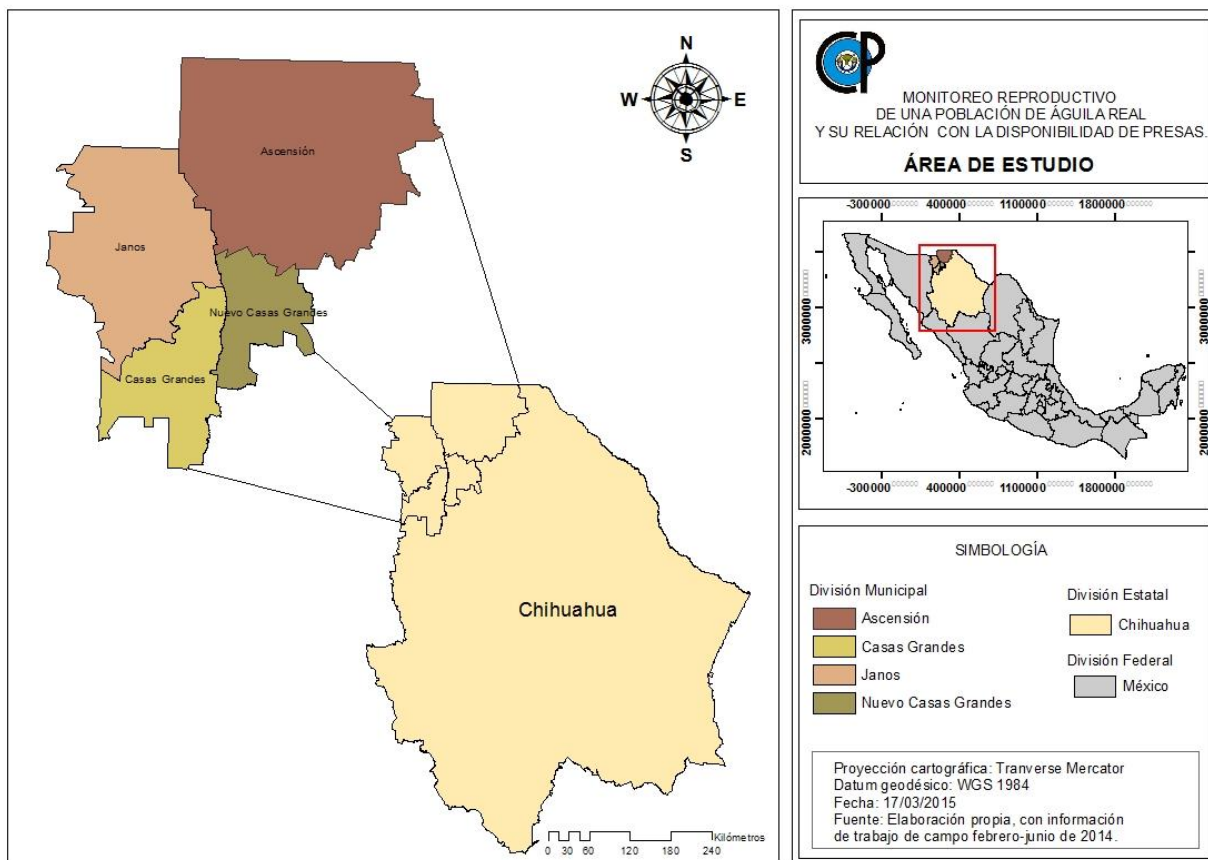


Figura 3. Ubicación del área de estudio en el noroeste de Chihuahua.

El municipio de Ascensión pertenece a la provincia de Sierras y Llanuras del Norte (CONABIO 2014). De acuerdo con Rzedowsky (2006), los tipos de vegetación presentes son matorral (37.6%), pastizal (28.0%), mezquital (0.7%), bosque (0.5%), otro (27.4%), área sin vegetación (1.2%), agricultura (3.6%) y zona urbana (0.1%) así como formaciones de médanos (1.3%). Colinda al norte con los Estados Unidos de América y el municipio de Juárez; al este con los municipios de Juárez y Ahumada, al sur con los municipios de Ahumada, Buenaventura, Nuevo Casas Grandes y Janos, y al oeste con el municipio de Janos y con los Estados Unidos de América.

El municipio de Casas Grandes corresponde a la Provincia Fisiográfica Sierra Madre Occidental y el clima de la región es más variado, puesto que tiene más proporción de bosque que los demás municipios, ya que este municipio se encuentra en las faldas de la Sierra Madre Occidental. La proporción de vegetación es; agricultura (6.3%), zona urbana (0.3%), no aplicable (0.1%), bosque (62.0%), pastizal (24.3%), matorral (4.8%), mezquital (2.0%) y otros (0.2%).

Nuevo Casas Grandes pertenece a la provincia fisiográfica Sierras y Llanuras del Norte (CONABIO 2014). Los tipos de vegetación presentes son: agricultura (6.1%) zona urbana (1.3%) otro (0.3%), no aplicable (0.4%) pastizal (53.7%), matorral (25.9%), mezquital (6.4%) y bosque (5.9%). Colinda al norte con los municipios de Janos y Ascensión; al este con los municipios de Ascensión, Buenaventura y Galeana; al sur con los municipios de Galeana y Casas Grandes; al oeste con los municipios de Casas Grandes y Janos.

El municipio de Janos se encuentra en la provincia de Cuencas y Sierras de Norte y pertenece a la Región 34 Cuencas Cerradas del Norte; el tipo de vegetación predominante es el matorral xerófilo, el mezquital y el pastizal, aunque también hay porciones con bosque de coníferas y bosque de encino en el suroeste del municipio, que abarca una porción de la Sierra Madre Occidental, (SIMEC 2014, Rzedowski 1981). Los tipos de vegetación presentes son: agricultura (7.96%), zona urbana (0.03%) y no aplicable (0.08%) Pastizal (43.71%), bosque (26.20%), matorral (19.76%), otro (1.98%) y mezquital (0.20%).

Los 10 territorios de anidación del águila real monitoreados durante el presente estudio fueron localizados y estudiados previamente por Bravo-Vinaja y Guzmán-Aranda (2014): dos estaban ubicados en el municipio de Ascensión, seis en Janos, uno en Casas Grandes y uno en Nuevo Casas Grandes. Siete territorios están localizados dentro de propiedades privadas, mientras que tres se encuentran en terrenos ejidales. Por cuestiones de seguridad para los sitios de anidación de águila real, la información sobre su ubicación exacta permanecerá anónima.

Los tipos de cobertura vegetal predominantes en los territorios de anidación monitoreados son pastizal y matorral desértico, principalmente, aunque también hay bosque de encino en dos de los territorios (Bravo-Vinaja y Guzmán Aranda 2015).

### 1.3.2. Estimación de la densidad de lagomorfos

Durante los meses de marzo a julio del 2014 se muestrearon excrementos individuales y grupos fecales de liebres y conejos con la finalidad de estimar la densidad poblacional relativa de estos lagomorfos. Se utilizaron dos métodos indirectos de estimación de poblaciones con el objetivo de determinar cuál de los dos métodos es el más confiable: 1) conteo de excretas en parcelas cuadrangulares de 1 m<sup>2</sup> dispuestas en transectos lineales de 500 metros, y 2) conteo de grupos

fecales (CGF) en parcelas rectangulares de 50 x 2 m (100 m<sup>2</sup>), establecidas en los dos primeros transectos lineales antes referidos de cada territorio de anidación.

#### 1.3.2.1. Conteo de excretas en parcelas de 1 m<sup>2</sup>

Durante febrero a julio del 2014 se contaron las excretas de liebres y conejos. Se seleccionaron 10 puntos en cada territorio usando muestreo aleatorio simple. En cada punto se trazó una línea recta de 500 m de longitud y a lo largo de esta línea se dispusieron 26 parcelas de 1 m<sup>2</sup> separadas entre sí por 20 m, para un total de 260 parcelas por territorio (Figura 4). Los transectos fueron direccionados hacia el norte. En cada visita, las parcelas fueron limpiadas; es decir, se retiró todo el material vegetal, leñoso, heces y rocas que estaban dentro de ellas. Transcurrido un periodo de tiempo ( $\bar{x}$ = 44 días) se visitaron nuevamente esas parcelas y se contabilizaron el número de excretas de conejo y liebre que estaban dentro de éstas (Sánchez *et al.* 2004). El formato de captura de datos se presenta en el Anexo 3.



Figura 4. Elaboración de las parcelas de 1 m<sup>2</sup>.

Para estimar la densidad de lagomorfos se utilizó la siguiente fórmula recomendada por Farías (2011):

$$D = \frac{n}{TDD * DD}$$

Dónde:

D = Densidad de conejos (número de animales por km<sup>2</sup>)

n = número de excrementos acumulados en las parcelas

TDD = Tasa de Defecación Diaria

DD = Días de Deposición de Excretas

La tasa de defecación utilizada fue la reportada por Best (1996) para *Lepus californicus*, de 545 excretas por día. Tres sitios fueron eliminados para la estimación ya que por cuestiones logísticas no fue posible ingresar a uno y en los otros dos se detectaron escorrentías, que potencialmente pudieron arrastrar el material fecal depositado.

Por consiguiente el número de sitios utilizados para el análisis fue siete. El programa de cómputo utilizado para este análisis fue SAS 9.2 (SAS Institute 2011). Se realizó un análisis de varianza para comparar la densidad de lagomorfos entre territorios de anidación de águila real, y el número de excretas dentro de cada territorio. Se realizó una prueba *t-student* para explorar la posibilidad de diferencias en la densidad de lagomorfos entre los diferentes territorios de anidación de águila real, así como una prueba de Fisher para ver agrupaciones entre los distintos territorios de anidación

#### 1.3.2.2. Conteo de grupos fecales (CGF)

Este método es uno de los más utilizados en el mundo entero, y se ha utilizado de manera exitosa en liebres y conejos (Gonzales-Romero, citado por Gallina y López 2011). En los dos primeros puntos previamente aleatorizados se estableció una parcela rectangular de 100 m<sup>2</sup> (50 x 2 m) y se contabilizaron todos los grupos fecales que estuvieran dentro del área con el fin de estimar la densidad de lagomorfos. Un grupo de heces se definió como tres o más excretas con una separación



no mayor a 5 cm entre sí (López-Téllez *et al.* 2007). El formato de captura de datos se muestra en el Anexo 3.

Para calcular la densidad de lagomorfos, se utilizó la formula recomendada por Eberhardt y Van Etten (1956), la cual fue desarrollada para trabajar con venados, sin embargo ha sido usada para datos de lagomorfos:

$$D = \frac{AM * n}{TDD * DD}$$

Dónde:

AM= Área muestreada

n = Número de grupos fecales

TDD = Tasa de Defecación Diaria

DD = Días de Deposición de Excretas

#### 1.4. Resultados

##### 1.4.1. Densidad de lagomorfos mediante conteo de excretas en parcelas de 1 m<sup>2</sup>

El número de excretas fue variable entre los diferentes territorios de anidación de águila real (Cuadro 2), siendo mayor en el territorio No. 6 (n = 234,  $\bar{x}$ =23.4) y menor en el territorio No. 3 (n = 8,  $\bar{x}$ =0.8). Esta variabilidad en la distribución de excretas refleja diferencias en la distribución de liebres y conejos entre los diferentes sitios de anidación de águila real.

Cuadro 2. Número de excretas de lagomorfos en siete territorios de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el noroeste de Chihuahua en 2014

Sitio	No. de transectos	Excretas totales	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo	Grupo*
1	10	215	21.5	30.66	0	96	A
2	10	33	3.3	4.83	0	16	B
3	10	8	0.8	2.52	0	8	B
4	10	123	12.3	10.29	0	27	AB
5	10	38	3.8	7.03	0	21	B
6	10	234	23.4	39.85	0	134	A
7	10	15	1.5	3.24	0	9	B

\*Medias con la misma letra no son significativamente diferentes

Hubo diferencias estadísticas significativas en el número de excretas depositadas entre los diferentes sitios ( $F=2.38$ ,  $P<0.05$ ). La prueba de Fischer para comparar diferencias entre sitios identificó que los sitios 2, 3, 4, 5 y 7 no son diferentes estadísticamente entre sí en cuanto al número de excretas; asimismo, los sitios 1, 4 y 6 no son estadísticamente diferentes entre sí, pero hay diferencias significativas en las medias de excretas entre estos grupos de territorios de anidación de águila real (Cuadro 2)

La densidad de lagomorfos fue muy variable dentro de cada territorio de anidación de águila real (Cuadro 2, Figura 5). Por ejemplo, en el territorio No. 6 se encontraron 234 excretas, mientras que en el territorio No.3 solo se encontraron ocho excretas.

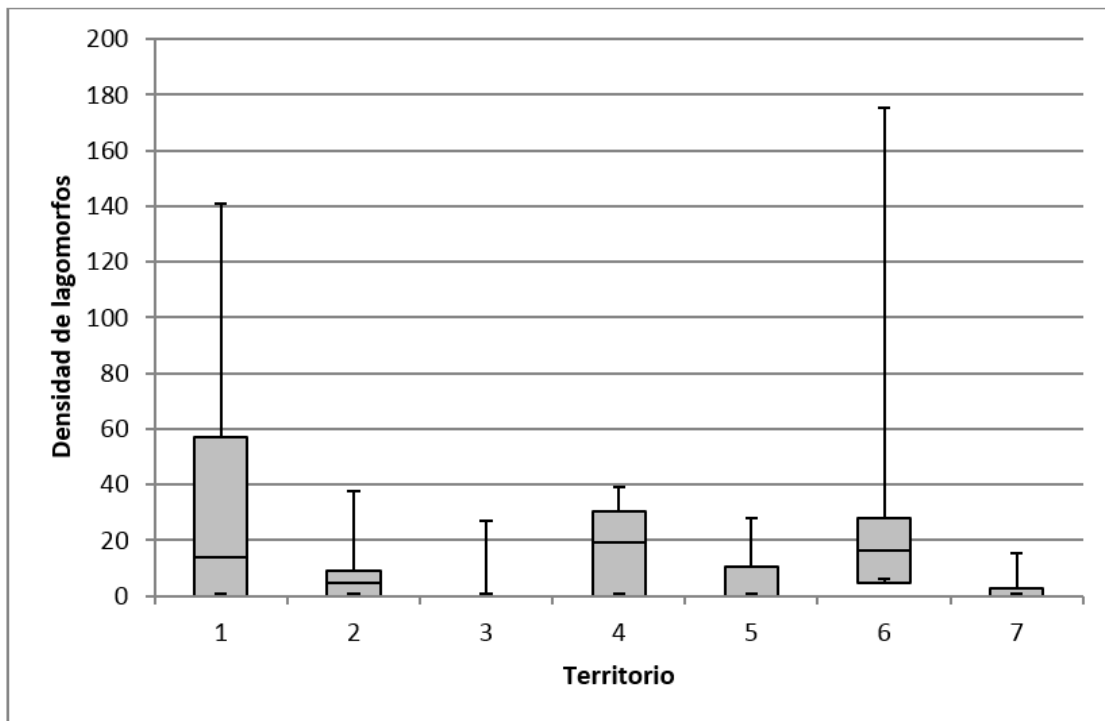


Figura 5. Densidad de lagomorfos en siete territorios de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el noroeste de Chihuahua en 2014

Los territorios que presentaron una mayor variación de liebres y conejos fueron el número 1 y 6, porque en éstos un solo transecto de 500 m (26 parcelas de  $1\text{ m}^2$ ) contuvo hasta 134 excretas de liebre y conejo (territorio 6) y 96 excretas en el territorio 1, lo cual representa una densidad de

liebres de 175 y 141 lagomorfos/km<sup>2</sup>, respectivamente. En contraste, el promedio de excretas por transecto en todos los territorios bajo estudio fue de 13.99 ( $\pm 28.82$ ), que refleja una densidad aproximada de 21 lagomorfos/km<sup>2</sup>.

A pesar de haber diferencias significativas en el número de excretas depositadas entre los siete territorios de anidación, la variación en la densidad de lagomorfos no fue estadísticamente significativa ( $F=2.16$ ,  $P>0.05$ ) durante el periodo de estudio. La densidad de liebres y conejos fluctuó entre 3 individuos/km<sup>2</sup> en el territorio de anidación número 7, y 32 en el número 1 (Cuadro 3). Los valores de densidad de liebres y conejos obtenidos por transecto no fueron, en su mayoría, estadísticamente diferentes dentro de cada uno de los territorios de acuerdo a la prueba *t-student* (Cuadro 3).

Cuadro 3. Densidad media de lagomorfos localizados en siete territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua en 2014

Sitio	Densidad promedio	Intervalo de Confianza 95%	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo	t	Pr>t
1	31.6	-0.64 a 63.86	45.09	0	141.14	2.22	0.0538
2	7.7	-0.37 a 15.89	11.37	0	37.64	2.16	0.0591
3	2.6	-3.39 a 8.77	8.5	0	26.88	1.00	0.3434
4	17.7	7.11 a 28.32	14.83	0	38.89	3.78	0.0044
5	5.0	-1.64 a 11.76	9.37	0	27.96	1.71	0.1219
6	30.5	-6.67 a 67.83	52.08	0	175.12	1.86	0.0963
7	2.5	-1.37 a 6.41	5.44	0	15.12	1.46	0.1773

#### 1.4.2. Conteo de Grupos Fecales (CGF) en parcelas de 2 x 50 m

El número de GF fue variable entre los 10 diferentes territorios de anidación de águila real (Cuadro 4), y fue mayor en los sitios 1 y 6 ( $n = 5$ ,  $\bar{x}=2.5$ ) y menor en los sitios 3, 4, 8 y 9 ( $n = 1$ ,  $\bar{x} = 0.5$ ).

Cuadro 4. Densidad de lagomorfos obtenida mediante conteo de grupos fecales en parcelas de 100 m<sup>2</sup> en 10 territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua en 2014

Territorio	Grupos Fecales	Grupos Fecales Promedio	Intervalo de Confianza 95%	Desviación Estándar	Densidad (lagomorfos/km <sup>2</sup> )
1	5	2.5	-16.56 a 21.56	2.12	95.57
5	4	2.0	-10.71 a 14.71	1.41	69.24
6	5	2.5	-16.56 a 21.56	2.12	84.95
4	1	0.5	-5.85 a 6.85	0.71	18.72
7	2	1.0	-11.71 a 13.71	1.41	43.69
2	3	1.5	-17.56 a 20.56	2.12	91.74
3	1	0.5	-5.85 a 6.85	0.71	43.69
8	1	0.5	-5.85 a 6.85	0.71	20.39
9	1	0.5	-5.85 a 6.85	0.71	12.92
10	2	1.0	-11.71 a 13.71	1.41	32.19

Las densidades de lagomorfos estimadas mediante este método fueron mayores que las estimadas mediante el método de parcelas de 1 m<sup>2</sup>, y la distribución de lagomorfos entre los territorios de anidación fue diferente que la distribución densidad de lagomorfos reflejada con el método anterior. Por ejemplo, ambos métodos coinciden en que el territorio No. 1 tiene la mayor densidad, y que las densidades menores las tienen los territorios No. 3 y No. 7, pero no hay correspondencia total entre los territorios que fueron evaluados con ambos métodos.

### 1.5. Discusión y Conclusiones

La densidad de lagomorfos estimada en los territorios de anidación del águila real en el noroeste de Chihuahua fue similar a la reflejada en estudios realizados en otras zonas. Sántiz (2005) llevó a cabo una investigación con liebre del Istmo (*Lepus flavigularis*) y encontró una densidad media de 38.8 individuos/km<sup>2</sup>. En otra zona, la liebre cola negra ha sido reportada con densidades de 42 individuos/km<sup>2</sup> en pastizal y 17 individuos/km<sup>2</sup> en matorral (Marin *et al.* 2003). Por su parte, Ballesteros (2000) menciona en su investigación realizada con liebre del piornal (*Lepus castroviejoi*) que en zonas de alta densidad, ésta es de 23.32 individuos/km<sup>2</sup> e incluso es similar a resultados de investigaciones en las que se usó el software DISTANCE, los cuales oscilan alrededor de 23 individuos/km<sup>2</sup> (Ballesteros *et al.* 1997, Alipoyau *et al.* 1993).

La densidad de liebres y conejos estimada con ambos métodos exhibió variabilidad entre los territorios de anidación de águila real, lo cual refleja diferencias en la distribución y la disponibilidad de presas a través del paisaje. Esta variabilidad espacial de la densidad de presas puede obedecer a varios factores, entre los que se encuentran la preferencia por algún tipo de cobertura vegetal, la variabilidad en la calidad del hábitat, al método de muestreo, entre otros.

La cobertura vegetal está positivamente relacionada con la abundancia de lagomorfos (Rogers y Myers 1979). Calvete *et al.* (2004) encontraron que la cobertura arbustiva entrecruzada en zonas agrícolas es fundamental para la abundancia de conejos silvestres (*Oryctolagus cuniculus*). Sin embargo, las especies del género *Lepus* requieren espacios abiertos para escapar de sus depredadores, en contraste con otros lagomorfos como el conejo de los volcanes (*Romerolagus diazii*) que por su tamaño pequeño y anatomía, es menos veloz que las liebres, y por tanto, depende de la vegetación, que es cobertura de escape en contra de los depredadores (Cowan y Bell 1986). La liebre cola negra (*Lepus californicus*) prefiere las asociaciones de pastizal con pocos arbustos ya que es menor el riesgo de sufrir depredación en comparación con asociaciones donde los arbustos tienen mayor presencia (Marín *et al.* 2003).

Las variaciones espaciales en la densidad de lagomorfos en la zona de estudio pueden también deberse a diferencias en la intensidad del pastoreo, la cual es variable de acuerdo con el tipo de tenencia de la tierra; algunos territorios de águila real están en terrenos comunales (ejidos), mientras que otros están dentro de propiedades privadas. Por lo general, en las propiedades privadas los pastizales tienen un mejor estado de conservación que los pastizales de las propiedades comunales, donde hay sobrepastoreo.

Sin embargo, los estudios sobre las interacciones ganado doméstico – lagomorfos presentan resultados contradictorios. Por ejemplo, Barnes *et al.* (1983) mencionan que las zonas de pastoreo por animales domésticos fueron usadas por los lagomorfos en menor proporción que aquellas que no tenían perturbación por el ganado, y como consecuencia, esto traía un cambio en la estructura de la vegetación que causaba que la población de liebres disminuyera. Asimismo, Velázquez (1996) menciona que una de las principales causas en el declive de las poblaciones de lagomorfos es la competencia entre éstos y los animales domésticos. Sin embargo, en San Luis Potosí Mellink y Valenzuela (1995) y Fodgen (1978) encontraron que el sobrepastoreo puede beneficiar a roedores y lagomorfos, ya que una mayor densidad de roedores y liebres no está directamente

relacionada con la cobertura vegetal, sino que responde a la estructura del hábitat en general o alguna otra característica relacionada a la cobertura; en este sentido, una menor cobertura herbácea significa mayor presencia de arbustos y menor presencia de gramíneas y herbáceas, lo que beneficia a los lagomorfos de la zona. También Fodgen (1978) sugirió que el sobrepastoreo puede ayudar a que lagomorfos se desarrollen de manera mejor.

La preferencia de los lagomorfos por cierto tipo de cobertura vegetal puede ser uno de los factores que afectan su distribución a través del paisaje, por ejemplo, Carrillo *et al.* (2012) detectaron que los lagomorfos prefieren aquellos paisajes donde predomina el pastizal y, en segundo lugar prefirieron el matorral. Por su parte, Arroyo (2005) muestra que la liebre cola negra prefiere lugares con pastizal y matorral, mientras que especies del género *Silvilagus* prefieren asociaciones vegetales donde predomina el nopal, maguey y estratos leñosos.

A pesar que no se estimó preferencia de hábitat por los lagomorfos en el presente estudio, se observaron más excretas de lagomorfos en el matorral desértico que en los otros tipos de vegetación. Sin embargo, si bien es cierto que el matorral desértico tiene mayor cantidad de arbustos que constituyen cobertura de escape en comparación a los pastizales, que presentan escasa cobertura arbustiva, la detección de excretas en el matorral es relativamente más sencilla que en el pastizal, lo cual pudo haber contribuido a los resultados del presente estudio.

Las densidades de lagomorfos también presentan variaciones temporales, la densidad es mayor durante el invierno (Warrick y Cypher 1999, Cypher y Scrivner 1992). El presente estudio solo estimó la densidad de lagomorfos durante finales de invierno y durante la primavera del 2013-2014 (época reproductiva del águila real).

En algunos de los lugares estudiados donde se obtuvo baja densidad de lagomorfos, había una intensa actividad humana. Particularmente en el territorio No. 3 había labores de mantenimiento en los potreros del rancho ganadero, consistente en el desmonte y siembra de praderas, y construcción de brechas y caminos, utilizando maquinaria pesada. En el territorio No. 7 es constante el paso de vehículos cerca del sitio de anidación de la pareja de águilas, y hay un basurero a escasos metros del mismo (Figura 6). La baja densidad de liebres y conejos en la zona puede estar atribuida a la perturbación causada por el hombre (Carrillo *et al.* 2012). En la Figura 7 se puede observar una manguera de color negro establecida en las proximidades de los nidos de águila real.



Figura 6. Basurero en las inmediaciones de un sitio de anidación de águila real en Janos, Chihuahua



Figura 7. Tubería de agua (línea negra) en las inmediaciones de un sitio de anidación de águila real en Janos, Chihuahua

La fragmentación y destrucción del hábitat repercute de manera directa en las poblaciones de lagomorfos y otras presas del águila real, debido a que altera la composición de la cobertura vegetal. Cuando se altera el hábitat, las áreas idóneas se vuelven escasas y las especies de fauna

silvestre se deben adaptar a los cambios, o más frecuentemente, mudarse a sitios idóneos remanentes.

Varios autores han destacado la importancia de áreas de forrajeo cerca de los territorios de anidación de águila real (Carrete *et al.* 2000, Marzluff *et al.* 1997). En el presente estudio se consideró un área circular de 3 km de radio como el territorio de anidación de águila real y dentro de esta área se realizaron los muestreos de lagomorfos, sin embargo, esta área no necesariamente es una representación verdadera del área de forrajeo óptima o efectiva para los territorios de águila real, o bien, la forma circular no necesariamente representa la forma del ámbito hogareño de las parejas de águila real. A pesar de lo anterior, los resultados aportan información útil sobre la disponibilidad de presas principales para el águila real en la zona noroeste de Chihuahua.

Respecto a la metodología utilizada, la estimación de densidades en parcelas de 1 m<sup>2</sup> tuvo una menor varianza y una mayor prevalencia de excretas; además la relación entre excretas y la densidad de liebres puede variar con condiciones externas a la población bajo estudio (Murray *et al.*, 2002). El conteo de grupos fecales puede ser menos preciso que el método con conteo de excretas individuales, porque estos grupos fecales son variables en cuanto al número de heces.

En el caso del presente estudio, los CGF fueron hechos solo en dos transectos de 100 m<sup>2</sup> por cada territorio, mientras que con el método de parcelas de 1 m<sup>2</sup> dispuestas en transectos de 500 m, se realizaron 10 transectos por cada territorio de anidación de águila real. Esta diferencia en la cantidad de muestras tomadas puede ser una de las causas en parte las diferencias entre las densidades reflejadas entre ambos métodos. Ambos métodos detectaron que el sitio 1 es el que tuvo mayor densidad, y coinciden en que las menores densidades las tienen los sitios 3 y 7, sin embargo, el método de estimación de densidad de lagomorfos en parcelas rectangulares de 100 m<sup>2</sup> arrojó densidades mucho mayores que el método de parcelas en transectos de 500 m. Estas diferencias en densidades de liebres y conejos van desde un 5.7% de aumento en la densidad de liebres y conejos en el territorio No. 4 hasta un aumento de 3,060% en el caso del territorio No.3.

La correlación entre las densidades estimadas con ambos métodos fue 0.44, lo cual significa que los resultados de ambos métodos no son comparables.

Se concluye que el método de parcelas de 1 m<sup>2</sup> fue más adecuado para estimar la densidad de población de lagomorfos ya que los resultados en individuos/km<sup>2</sup> son similares a estudios realizados en otras regiones con características semejantes a las del presente estudio.



#### 1.6. Literatura citada

- Agnew, D. Q. and Flux, E. C. 1970. Plant dispersal by hares (*Lepus capensis*) in Kenya. *Ecology* 51:735-737
- Alipayou, D., Holechek, J., Valdez, R., Tembo, A., Saiwana, L., Fusco, M. and Cardenas, M. 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition Chihuahuan Desert range. *J. Range Manage.* 46:524-528.
- AMCELA, 2015. Características de los lagomorfos en: <http://www.ibiologia.unam.mx/amcela/ESPECIES.html>
- Aranda-Sánchez, J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Primera edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 255 pág.
- Arroyo Rodríguez, V. 2005. Uso de diferentes asociaciones vegetales por lagomorfos en Mapimí, Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana (NS)* 21:151-153. Instituto de Ecología, A.C. México
- Ballesteros, F., Quiós, G. y J. L. Benito. 1997. Distribución y abundancia de las liebres en Asturias. Consejería de Agricultura, Principado de Asturias. Informe inédito: 68 pág.
- Ballesteros, F. 2008. Liebre europea *Lepus europaeus* (Pallas, 1778). Ministerio de Agricultura, Alimentación, y Medio Ambiente. [http://www.magrama.gob.es/es/buscador/resultados-busqueda.aspx?q=liebre+europea&entqr=0&output=xml\\_no\\_dtd&client=default\\_frontend&oe=utf-8&idioma=es&ie=utf-8&getfields=\\*&site=MARM](http://www.magrama.gob.es/es/buscador/resultados-busqueda.aspx?q=liebre+europea&entqr=0&output=xml_no_dtd&client=default_frontend&oe=utf-8&idioma=es&ie=utf-8&getfields=*&site=MARM)
- Ballesteros, F. 2000. Applicable techniques to estimation and monitoring abundance in Broom hare (*Lepus castroviejoi*). *Naturalia Cantabrigiae* 1: 45-51
- Barnes, R. F. W., Tapper, S. C. and Williams, J. 1983. Use of pastures by brown hares. *J. Applied Ecol.* 20:179-185.
- Bechman, J. J. and Kochert, M. N. 1975. Golden Eagle breeding biology, Idaho. *Wilson Bulletin* 87: 506- 13.
- Best, T. L. 1996. *Lepus californicus*. *Mammalian Species* 530:1-10.
- Bloom, P. H. 1982. Food habits of nesting Golden Eagles in Northeast California and Northwest Nevada. *J. Raptor Res.* 16: 110-115.

- Bravo-Vinaja, M. G. y J.C. Guzmán-Aranda. 2014. Distribución potencial del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el Altiplano Mexicano a través de monitoreo y modelos HSI basados en Sistemas de Información Geográfica. Protección de la Fauna Mexicana, A.C. Informe Final SNIB-CONABIO, proyecto No. GT028 México D. F.
- Bravo V., M. G., Mireles M., C., Zúñiga M., J. y Carreón H., E. 2015. Golden Eagle diet composition and breath in Chihuahua, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 31: 113-116.
- Calvete C., R. Estrada, E. Angulo y S. Cabezas-Ruiz. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. Landscape Ecology 19:531-542.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Martínez, J. E. Palazón, J. A. y Calvo, J. F. 2000. Distribución espacial del águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y el águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región de Murcia. Ardeola 48: 175-182.
- Carrillo-Reyes, A., Lorenzo, C., Rioja-Paradela, T., Naranjo, E. y Pando, M. 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. THERYA 3: 113-115.
- Ceballos G. y D. Navarro. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. Pp.167-198 in Topics in Latin American Mammalogy: history, biodiversity, and education (M. A. Mares y D. J. Schmidly, Eds.). University of Oklahoma Press, Norman, 468 pp.
- Ceballos, G. y Olivas, G. 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México. 986 pp.
- Ceballos, G., Blanco, S., González, C. y Martínez, E. 2006. *Lepus callotis* (liebre de flancos blancos). Distribución potencial. Extraído del proyecto DS006 Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para análisis GAP Con un tamaño de pixel: 0.01 grados decimales. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México.
- Cervantes, F. A., Castro, A. y Ramírez, J. 1994. Mamíferos terrestres nativos de México. Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoológica. 65: 177-190.

- Chapman, J. A. and Flux, J. E. C. 1990. Introduction and Overview of the Lagomorphs. Pp. 1-13 en Chapman, J. A. and Flux, J. E. C. (eds) Rabbits, Hares and Pikas: Status survey and conservation Action plan) International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland.
- Chapman, J. A. and Flux, J. E. C. 2008. Introduction to the Lagomorpha en Alves, P. C., Ferrand, N. and Hacklander, K. (Eds). Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and conservation. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Pp 1-9.
- Chapman, J. A. and Willner, G. R. 1978. *Sylvilagus audubonii*. Mammalian Species. No. 106. The American Society of Mammalogists.
- Comisión Nacional para el Conocimiento. Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2014. La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento. Uso de la Biodiversidad. México. Pp. 535.
- Collins, P. W. and Latta, B. C. 2009. Food habits of nesting golden eagles (*Aquila chrysaetos*) on Santa Cruz and Santa Rosa Islands, California. In Damiani, C. C. and D. K. Garcelon (Eds). Proceedings of the 7th California Islands Symposium. Institute for Wildlife Studies, Arcata, CA. Pag. 225-26.
- Cornejo, J. y Hartmann, C. 2010. Las alas de México. Diario La Jornada. La Jornada Ecológica: 4 de octubre.
- Cowan, D.P. & Bell, D.J. 1986. Leporid social behaviour and social organisation. Mammal Review 16: 169- 179
- Cypher, B. L. and Scrivner, J. H. 1992. Coyote control to protect endangered San Joaquin kit foxes at the naval petroleum reserves California. Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference. 1992.
- Delibes, M., Calderón, J. e Hiraldo, F. 1975. Selección de presa y alimentación en España del águila real (*Aquila chrysaetos*). Ardeola. Vol. 21 Especial.
- Delibes-Mateos, M., Redpath, S.M., Angulo, E., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137:149-156.

- Delibes-Mateos, M., Gálvez-Bravo, L. (2009). El papel del conejo como especie clave multifuncional en el ecosistema mediterráneo de la Península Ibérica. *Ecosistemas* 18(3):14-24.
- Dyche, L. L. 1903. The Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). *Transactions of the Kansas Academy of Science* 19:179-181
- Eberhardt, L. and Etten, V. 1956. Evaluation of the pellet group count as a deer census method. *J. Wildl. Manage.* 20: 70-74.
- Elton, C. S. 1924 Periodic Fluctuations in the Number of Animals: Their Cause and Effects. *Br. J. Exp. Biol.* 2:119–163
- Farías, V. 2011. Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de Conejos y liebres. En: *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres*. Sánchez, O., Zamorano, E. P. y Moya, H. (Editores). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Flux, J. E. C. y R. Angermann. 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61 – 94, En: *Rabbits, hares, and pikas. Status survey and conservation action plan*. Chapman, J. A. y J. E. C. Flux (Eds.) Chapter 4. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland. 168 pp.
- Fodgen, M. P. L. 1978. The impact of lagomorphs and rodents on the cattle rangelands of Northern Mexico. Report 1973-1977. Center of overseas Pest Research. London 41 pp.
- Fraire-Castañeda, J. J. 2012. Dieta del conejo *Sylvilagus audubonii* en el area de Samalayuca. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Instituto de Ciencias Biomédicas. Ciudad Juárez, Chihuahua.
- Gómez-Nísino, A. 2006. Ficha técnica de *Romerolagus diazi*. En: Medellín, R. (compilador). Los mamíferos mexicanos en riesgo de extinción según el PROY-NOM-059-ECOL-2000. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W005. México. D.F.
- Homyack, J. A., Harrison, D. J. Litvaitis J. A. and Krohn, W. B. 2006. Quantifying densities of Snowshoe Hares in Maine using pellets plots. *Wild. Society Bull.* 34: 74-80.

- Kent Carnie, S., 1954. Food habits of nesting golden eagle in the coast ranges of California. The Condor. Cooper Ornithological Society. 56:3-12.
- Langbein, J., Hutchings, M. R., Harris, S., Stoate, C., Tapper S. C. and Wray S. 1999. Techniques for assessing the abundance of Brown Hares *Lepus europaeus*. Mammal Rev. 29: 93- 116.
- Lozano, R. L. y Villalobos, S. V. 2013. Dieta del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la Serranía de Juan el Grande, municipio de El Llano, Aguascalientes. Memorias del X Simposio de Investigación y desarrollo Tecnológico. Aguascalientes, 24 al 28 de noviembre del 2003. México
- Marín, A. I., Hernández, L. y Landré, J. W. 2003. Predation risk and food quantity in the selection of habitat by black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*): an optimal foraging approach. Journal of Arid Environments. 55: 101-110.
- Martella, M., Trumper, E., Bellis, L., Renison, D., Giordano, P., Bazzano, G. y Gleiser, R. 2012. Manual de Ecología de Poblaciones: Introducción a las técnicas de estudio de las poblaciones silvestres. Reduca (Biología) Seria Ecología. 5: 1-31.
- Martínez García, J. A. 2011. Densidad, Uso y Evaluación del hábitat y de la dieta del *Romerolagus diazi* en el Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan y Anexas. Tesis doctoral Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México.
- Martínez Chacón, A. J., Emmanuel Rivera Téllez, E., Vázquez Pérez, J., Rodríguez Martínez, M. L. y Martínez-Gómez, M. 2004. El papel ecológico de los lagomorfos: interacciones interespecíficas, biología reproductora y comportamiento. Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana Xalapa, México.
- Marzluff, J. M., Knick, S. T., Vekasy, M. S., Schueck, L. S. and Zarrielo, T. J. 1997. Spatial use and habitat selection of golden eagles in Southeastern Idaho. Auk 114: 673-687.
- Mellink, E. y Valenzuela, S. 1995. Efecto de la condición de agostaderos sobre los reedores y lagomorfos en el altiplano Potosino, San Luis Potosí, México. Acta Zoológica Mexicana. 64: 35-44.
- Moss, E., Hipkiss, T., Oskarsson, I., Hager, A., Eriksson, T., Nilson, L., Halling, S., Nilson, P. and Hornfeldt, B. 2012. Long-term study of reproductive performance in golden eagles in relation to food supply in Boreal Sweden. J. Raptor Res. 46:248-257.

- Muñoz-Pedrerros A. 2004. Aves rapaces y control biológico de plagas. En: A Muñoz-Pedrerros, J Rau & J Yáñez (eds) Aves Rapaces de Chile. 307-334. CEA Ediciones. ISBN 956-7279-08-X 387 pp.
- Murray, J.D. Roth, E. Ellsworth, A.J. Wirsing, and T.D. 2002. Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. *Canadian Journal of Zoology*. 80: 771–781.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion, SD.
- Nyström, J., Ekenstedt, J. Angerbjörn, A., Thulin, L., Peter Hellström, P. and Dalén, L. 2006. Golden Eagles on the Swedish mountain tundra – diet and breeding success in relation to prey fluctuations. *Ornis Fennica* 83: 145-152.
- Palomares, F., Calzada, J. y Revilla, E. 1996. El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. *Revista Forestal* 9: 201-210.
- Palomares, F. 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Soc. B.* 29: 578- 585.
- Parkes, J. 2001. Methods to monitor the density and impact of hares (*Lepus europaeus*) in grasslands in New Zealand. DOC Science Internal Series 8. Department of Conservation, Wellington, 13 pag.
- Portales-Betancourt, G. L., Hernández-Laundré, L., W. Laundré, J. y Cervantes, F. A. 2012. Reproducción y densidad de la liebre cola negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense.
- Roa, M. y Alvarado, S. 2011. Guía de aves rapaces. Características y atributos de las aves rapaces diurnas y nocturnas de Calera de Tango. 60 pp.
- Rocha, O. E., Blanco Rodríguez, M. y Antaño Díaz, L. A. 2010. Plan de Manejo Tipo de Liebres y Conejos. Secretaría de Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Dirección General de Vida Silvestre.
- Rodríguez Estrella, R. 1991: La reserva de la Biosfera El Vizcaíno en la Península de Baja California. Editores: Alfredo Ortega y Laura Arriaga. Centro de Investigaciones Biológicas de B.C.S., A.C., Cap. 12, pp. 247-26

- Rodríguez, L. 2011. Los conejos y las liebres. *Revista Digital de Iconografía Medieval*. Vol III, Num. 5.
- Rogers, P. & Myers, K. 1979. Ecology of the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* (L.) in Mediterranean habitats. I. Distribution in the landscape of the Coto Doñana, S. Spain, J. *Appl. Ecol.* 16: 691-703.
- Rzendowski, J. 1981. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- Rzedowski, J., 2006. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P. y Cadena, A. 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los Andes Centrales de Colombia. *Caldasia*. 26: 291-309.
- Sántiz, E. 2005. Selección de hábitat y densidad de la liebre del Istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz.
- Sarukhán, J. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- SAS Institute Inc., SAS® 2011. *Deployment Wizard User's Guide*, Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Scott, J. I. 2011. *Density, Demography and seasonal movements of snowshoe hares in Central Colorado*. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy. Colorado State University.
- Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación (SIMEC). *Ficha General del Área Natural Protegida*. 2014. Reserva de la Biosfera Janos. Decretos, Programas de Manejo INEGI.
- Stalmaster, M. V., Newman, J. R. and Hansen, A. J. 1979. Population dynamics of wintering Bald Eagles on the Nooksack River, Washington. *Northwest Science*. 53(2):126-131.
- Steenhof, K. and Kochert, M. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology* 57: 37-48.
- Stenkewitz, U., Herrmann, E. and Kamler, J. F. 2010. Distance sampling for estimate springhare, Cape Hare and Steenbok densities in South Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 40: 87-92.

- Sulkava S., Huhtala, K. and Rajala, P. 1984. Diet and breeding success of the Golden Eagle in Finland 1958-1982. *Ann. Zool. Fennici* 21:283-286
- Tjernberg, M. 1983. Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. *Holarct. Ecol.* 6:17-23.
- Vignolio, O. R. y Fernández, O. N. 2006. Dispersión de semillas en heces de liebre (*Lepus europaeus*) en pastizales de la Pampa Deprimida. Comunicación. *Revista Argentina de Producción Animal* 26: 31-38.
- Walker, R. S., Novaro, A. J. y Nichols, J. D. 2000. Consideraciones para la abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7: 73-80.
- Warrick, D. G. y Cypher, B. L. 1999. Variaton in body mass of San Joaquin Kit foxes. *Journal of Mammalogy* 70: 972- 979.
- Watson, J., Rae, S. R. and Stillman, R. 1992. Nesting density and breeding success of Golden Eagles in relation to food supply in Scotland. *J. Anim. Ecol.* 61:543-550.
- Wilde, J. W., Lindsey, C. T. and Nugent, J. J. 2012. Black-tailed Jackrabbit |Report for Fiscal Year 2012. Prepared for the U.S. Department of Energy Assistant Secretary for Environmental Management.
- Velázquez Montes, J. A. 1996. Taller internacional para la conservación de los conejos y liebres mexicanos en peligro de extinción. Asociación Mexicana para la Conservación y Estudio de los Lagomorfos. Informe final SNIB-CONABIO proyecto J006. Mèxico, D. F.
- Zahratka, J. y Buskirk, S. 2007. Is size of fecal pellets a reliable indicator of species of leporids in the southern Rocky Mountains? *J. Wildl. Manage.* 71:2081-2083.



## **CAPÍTULO II. MONITOREO REPRODUCTIVO DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA REAL EN EL NOROESTE DE CHIHUAHUA.**

### 2.1. Introducción

El águila real es una especie de interés prioritario para la conservación para el gobierno mexicano desde su inclusión en la NOM-059-ECOL-1994 como en peligro de extinción. Actualmente se encuentra catalogada como Amenazada en la NOM-059-SEMARNAT-2010, debido a la reducción en sus poblaciones por efecto de las actividades humanas que han fragmentado su hábitat de distribución, además de otros factores asociados al hombre. En el ámbito internacional, la Convención Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (CITES) la incluye dentro del Apéndice II (CITES 2015).

El águila real ha sido muy estudiada en los Estados Unidos (McIntyre 2002, Kochert y Steenhof 2002, McIntyre y Adams 1999, Kirk y Hyslop 1998, Steenhof *et al.* 1997, Phillips *et al.* 1990, Bates y Moretti 1994, Thompson *et al.* 1982). Sin embargo, aunque es una rapaz de distribución cosmopolita, poco se sabe sobre su comportamiento, alimentación, éxito reproductivo y otros aspectos de su biología (Kochert y Steenhof 2002). En México ha habido escasos estudios sobre esta rapaz, y actualmente muy poco se sabe sobre su estatus poblacional y las relaciones con su hábitat de distribución (Guerrero-Cárdenas *et al.* 2012, Lozano-Román 2008, Rodríguez-Estrella 2006, Rodríguez-Estrella 2005 y 1991, Tavizon *et al.* 1995).

La dinámica reproductiva de las poblaciones es pieza clave en los estudios de dinámica poblacional de cualquier especie. Conocer los factores que influyen en la variación de la reproducción es importante para entender la ecología de las rapaces (Newton 1979) así como para el manejo de poblaciones (Katzner *et al.* 2005). Registrar el éxito reproductivo de las poblaciones de fauna silvestre ofrece una visión acerca de cómo se encuentra la población en ese preciso momento, y el registro continuo de este indicador permite realizar una conjetura más robusta a largo plazo (Beecham y Kochert 1975).

Existe una relación estrecha entre el éxito reproductivo de las rapaces y la dinámica de las poblaciones de sus presas. Por ejemplo, una reducción en las poblaciones de las presas preferidas del águila real provoca una disminución en el éxito reproductivo de las rapaces, ya que la dieta se vuelve más amplia y la eficiencia en el forrajeo decrece (Watson 2010, Katzner *et al.* 2005, McIntyre y Adams 1999, Steenhof y Kochert 1988, Steenhof *et al.* 1997). Lockie y Ratcliffe

(1964) observaron que la densidad de anidación del águila real aumentó mientras había más disponibilidad de carroña de ovejas y venados; en Idaho, Beecham y Kochert (1975) muestran como los picos en la densidad de liebre cola negra pudieran influir en la densidad de parejas reproductoras de águila real. Por su parte, Tjenberg (1983) observó una alta correlación entre la reproducción de águila real y la abundancia de presas en Suecia.

La información más confiable acerca de cómo las poblaciones de águila real fluctúan en el tiempo debido a los cambios en la población de sus presas principales es en América del Norte (Watson 2010). Esto se observa en la investigación llevada a cabo por Steenhof *et al.* (1997) donde muestran que la relación entre la abundancia de la liebre cola negra y la proporción de parejas que ovipositaron es positiva, y que tal relación se da porque el águila real se alimenta principalmente de esta especie de lagomorfo, la cual sigue una tendencia cíclica en su reproducción de alrededor de diez años (Watson 2010), lo que quiere decir que los números de la proporción de intentos de anidación de águila real así como el éxito reproductivo, variaran y dependerán según la cantidad de liebres que haya para alimentarse.

En México no se tiene una estimación real del tamaño poblacional del águila real, por lo que el monitoreo de sus parámetros reproductivos como la productividad reproductiva y el éxito reproductivo son importantes dentro del estudio de la ecología reproductiva de las especies (Carrillo, 2004) y que servirán para promover estudios e investigaciones encaminadas hacia la conservación de esta especie.

## 2.2. Objetivos

1. Registrar ocupación de 10 sitios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua.
2. Estimar el éxito reproductivo (ER) y la productividad reproductiva (PR) de esta población de águila real.

## 2.3. Materiales y métodos.

De febrero a julio del 2014 se visitaron 10 territorios de anidación de águila real localizados en los municipios de Ascensión, Casas Grandes Janos, y Nuevo Casas Grandes, en el noroeste de Chihuahua (Figura 8). Se registró la ocupación de cada uno y la actividad reproductiva (Figura 9).

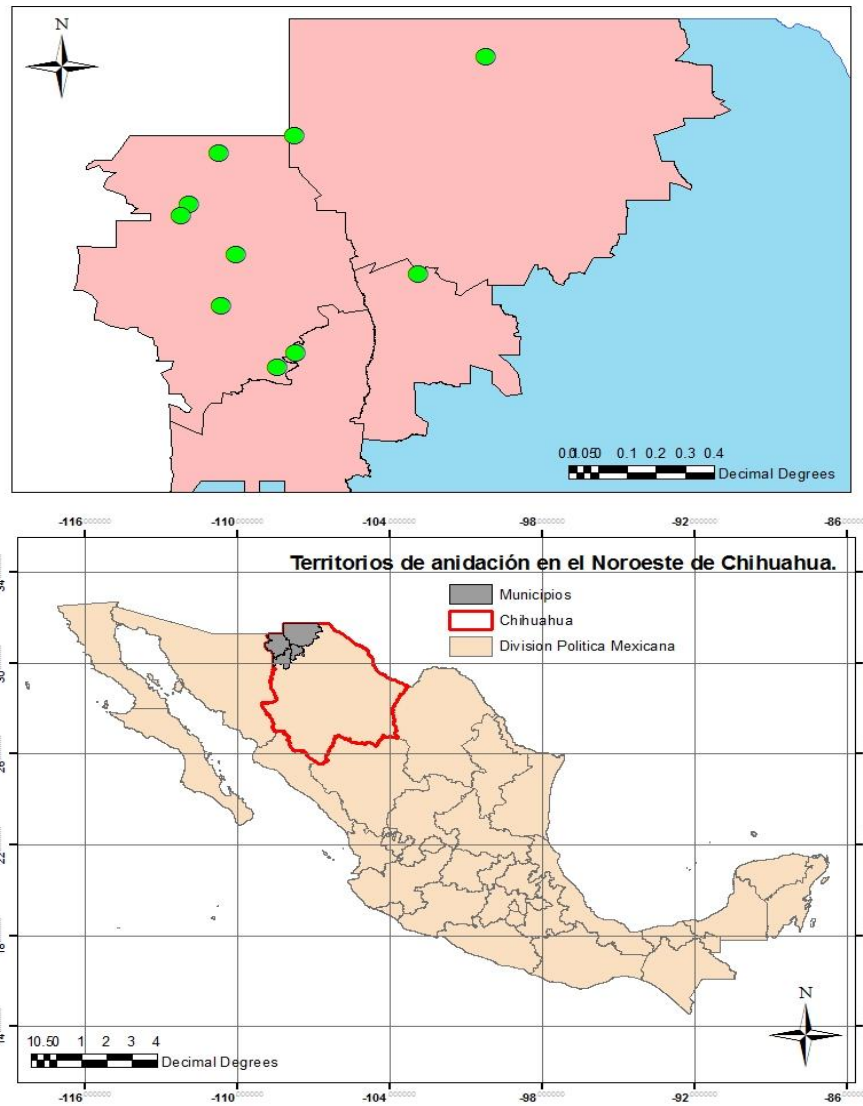


Figura 8. Ubicación de los nidos de águila real en el noroeste de Chihuahua.

El método de observación fue modificado de Lozano-Román (2008), el cual consiste en la vigilancia del nido durante algunas horas por la mañana (08:00-12:00 h) y ocasionalmente por la tarde (16:00-19:00 h). Se vigiló cada nido un promedio de 6 horas diarias, se acumularon 120 horas por mes y un total de 720 horas de esfuerzo de monitoreo. Se visitaron sistemáticamente los nidos que presentaron ocupación durante todo el periodo de estudio.



Figura 9. Águila real en el nido del sitio 3

Se monitorearon todos los nidos con intervalos de al menos un mes entre visitas. Las observaciones del nido activo se realizaron a una distancia de 500 y 1000 metros del nido mediante binoculares Guardforce 8X40 mm y un telescopio marca Bushnell Spacemaster; se realizaron por como mínimo dos visitas. Este protocolo se basó en lo recomendado por Isaacs (2012), el protocolo de Monitoreo de Rapaces del Desierto de UTAH (2011), Hawks Aloft (2004), Whitfield (2000), Young et al. (1995) y Postupalsky (1974).

### 2.3.1 Ocupación de territorios y estado reproductivo de águila real

Para determinar un territorio como ocupado fue necesario observar por lo menos un águila real, en el caso de no registrar la presencia del ave se buscaban indicios o cualquier signo de uso o reconstrucción de los nidos. Los territorios fueron considerados activos si 1) se apreciaban huevos dentro del nido, 2) un adulto se observaba en posición de incubación, o 3) aguiluchos eran vistos en o alrededor del nido. Por el contrario fueron catalogados como inactivo si para la primera semana de abril no se había observado ningún tipo de movimiento de la especie blanco. Además se clasificaron como exitosos aquellos que produjeran uno o más volantones (Young *et al.* 1995).

Se realizaron al menos dos visitas a cada territorio reproductivamente activo (Young *et al.* 1995). La primera visita debe realizarse al inicio de la incubación (finales de marzo-principios de abril) para determinar si son activos, y la segunda visita al final de la época reproductiva, para contar el número de volantones presentes. Sin embargo, un estudio completo también debe incluir una estimación de las parejas que depositaron huevos y la proporción que eclosiona (Tjernberg 1983).

Las fechas probables de ovoposición y eclosión, y el desarrollo de los aguiluchos, se siguieron mediante un registro fotográfico (Hoechlin 1976) ya que la manera más fácil de determinar la edad de un pollo es siguiendo la coloración de sus plumas.

Se computó el éxito de anidación, el éxito reproductivo y la productividad reproductiva de las parejas. El éxito de anidación es la relación de parejas que anidan con respecto al total de parejas (Steenhof y Newton, 2007)

*Éxito de anidación= número de parejas nidificantes / número de parejas totales.*

El éxito reproductivo es el porcentaje de territorios activos que produjeron volantones (Postupalsky 1974, Tjernberg 1983, Gjershaug 1996).

*Éxito reproductivo= Número de nidos que produjeron al menos un volantón / Número total de parejas que anidaron.*

La productividad es la relación de volantones por pareja que crío al menos un polluelo a la etapa de volantón (pareja exitosa), y se calcula mediante la siguiente fórmula (Gjershaug, 1996).

*Productividad reproductiva = suma de volantones / número de parejas exitosas*

## 2.4. Resultados

### 2.4.1 Ocupación de nidos de águila real.

Se documentaron 10 territorios de anidación de águila real durante el primer semestre del 2014 (Cuadro 5). Se registraron en cinco territorios ocho adultos (cuatro parejas), un juvenil, tres polluelos, de los cuales solo dos llegaron a la etapa de volantón, y un huevo que no eclosionó.

El 50% de estos 10 territorios estuvo ocupado durante la época reproductiva; los territorios activos y que fueron incluidos en el análisis fueron el 1, 2, y 3 (Cuadro 5).

Cuadro 5. Territorios de anidación de águila real en el noroeste de Chihuahua

<b>Territorio</b>	<b>Municipio</b>	<b>Ocupado</b>	<b>Individuos</b>
1	Nuevo casas Grandes	Si	2
2	Casas Grandes	Si	2
3	Janos	Si	2
4	Ascensión	Si	2
5	Ascensión	Si	1 juvenil
6	Janos	No	No observado
7	Janos	No	No observado
8	Janos	No	No observado
9	Janos	No	No observado
10	Nuevo Casas Grandes	No	No observado

La primera semana de abril se observó una hembra adulta y a su lado un polluelo de aproximadamente dos semanas de nacido en el territorio No. 1. En la segunda visita, el día 19 de mayo, se observó al pollo aleteando dentro del nido y ya presentaba un plumaje de coloración negra con partes blancas. En las visitas subsecuentes (4 de junio y 7 de julio) ya no se observó a esta cría en el nido ni en sus inmediaciones, sin embargo los padres si estaban presentes, uno en el nido y otro más volando. No se puede descartar que el aguilucho estuviera perchado en las cercanías del nido o en las inmediaciones, pues estos permanecen unas cuantas semanas a una distancia no menos de 100 m (Watson 2010).

El 8 de abril se encontró un polluelo de aproximadamente una semana de nacido en el nido del territorio No. 2. Para la segunda visita, 28 de abril, ya se encontraban 2 polluelos de aproximadamente tres semanas de edad. El 8 de junio solo se avistó un aguilucho en el nido, es posible que el otro pudiera haber perecido a consecuencia del cañinismo (Watson 2010) y en julio 6 se observó al ya entonces volantón perchar en otro sitio cercano.

En el territorio No. 3 se encontraron tres nidos, a una distancia promedio de 1.5 km entre sí. El nido utilizado el 2014 se encuentra sobre una plataforma orientada hacia el noroeste (Figura 10). El día 9 de marzo se observó a la pareja de águilas reales incubando y realizando cambio de padre incubador así como la defensa del nido en una ocasión, mientras que en otra visita el 23 de marzo se observó un águila llegando al nido con una serpiente. El 9 de abril solo se pudo observar un huevo en el nido, mismo que a la siguiente visita ya no fue posible observar, probablemente víctima de la depredación.



Figura 10. Nido de águila real en el Sitio 3.

#### 2.4.2 Éxito de anidación, reproductivo y productividad reproductiva.

Los territorios No. 1 y 2 produjeron solamente un volantón cada uno (Cuadro 6), mientras que la nidada del territorio No. 3 fue fallida. El éxito de anidación fue 75%, el éxito reproductivo fue del 66.6% y la productividad fue de 1 volantón/pareja exitosa. En el Cuadro 6 se observa la relación de territorios ocupados frente los nidos exitosos. .

Cuadro 6. Actividad reproductiva y productividad por pareja de águila real en el noroeste de Chihuahua en 2014.

<b>Territorio</b>	<b>Actividad Reproductiva</b>	<b>Número mínimo de huevos</b>	<b>Número de Polluelos</b>	<b>Número de volantones</b>
Sitio 1	Activo	1	1	1

Sitio 2	Activo	2	2	1
Sitio 3	Activo	1	0	0
Sitio 4	Inactivo	0	0	0
Sitio 5	Inactivo	0	0	0

## 2.5. Discusión y Conclusiones

En esta investigación se monitorearon 10 territorios de anidación de águila real, de los cuales el 50% mantuvo ocupación y de estos, el 75% anidó pero el 66.66% fue exitoso reproductivamente. Los valores de éxito reproductivo están dentro del rango de los reportados por otros estudios (Lozano-Román 2008, McIntyre y Adams 1999, Steenhof *et al.*, 1997, Young *et al.*, 1995, Bates y Moretti 1994, Rodríguez-Estrella 1991, Phillips *et al.* 1990, y Thompson *et al.* 1982) en los que este parámetro varía entre 0.4 y 1.37 volantones/pareja.

La productividad de 1 volantón por pareja es un valor más bajo a lo encontrado por Young *et al.* (1995) quienes reportan 1.5 volantones por pareja en hábitats marginales para águila real en Alaska, y de Beecham y Kochert (1975), quienes encontraron que las águilas reales estudiadas tuvieron un promedio de 1.8 volantones por pareja. Sin embargo, Watson *et al.* (1992) reportaron un rango de valores que va desde 0 hasta 1.4 volantones por pareja.

Los parámetros poblacionales estimados en el presente trabajo parecieran valores bajos, pero aunque el águila real sea una especie monógama y que exhibe fidelidad a su territorio, no suele anidar todas las temporadas. Existen reportes de que el águila real puede no ser tan constante en su reproducción, es decir, puede reproducirse un año y al siguiente no (Del Moral 2009, Young *et al.* 1995) lo que como consecuencia pudiera traer que los parámetros reproductivos que se midieron disminuyan aún más, es decir baja tasa de reclutamiento y bajo éxito reproductivo nos da a largo plazos una disminución en la población (Kochert *et al.* 2002). Everett (1971) menciona que para que una población de águila real sea viable, la productividad reproductiva debe ser de 0.5 volantones por pareja.

El éxito reproductivo varía generalmente entre los miembros de una población (Furness *et al.* 1989) y una gran parte de esta variación puede ser atribuida a fracasos totales (Clutton-Brack 1988, Newton 1979,) en donde las causas más comunes de fracasos son la depredación de huevos,



polluelos o adultos incubando, además de factores ambientales como malas condiciones meteorológicas (Newton 1979).

Whitfield (2000) también menciona al clima como un factor determinante en el éxito reproductivo de águila real, ya sea directamente afectando la viabilidad del huevo o matando a los pollos, o bien, indirectamente mermando la disponibilidad de presas u atrofiando la habilidad del águila para cazar; completando esto, Tjernberg (1983) dice que condiciones climáticas adversas en primavera pudieran tener algunos efectos en el éxito reproductivo por medio de la disponibilidad de presas.

En el presente estudio hubo una nidada fallida (territorio No. 3). En este territorio, que fue uno de los sitios donde se observó mayor actividad en el nido desde el inicio de la investigación, a principios de abril se observó solo un huevo dentro del nido y no se observó ningún adulto. Durante esta época hubo disminución de la temperatura, por lo que es probable que este cambio en la temperatura haya sido la causante de la pérdida del huevo como lo indica Gjershaug (1996) ya que se ha reportado que las condiciones climáticas pueden influir éxito reproductivo.

En el territorio de anidación No. 2 se observaron dos polluelos de aproximadamente 3 semanas de edad; el 28 de abril solo había un polluelo en el nido, lo que sugiere que probablemente ocurrió fratricidio, que se da cuando nace primero un aguilucho y poco tiempo después nace otro; el polluelo mayor quita el alimento al más joven, provocando que este último muera de inanición, aunque a diferencia de Europa, en América no se tienen registros fehacientes del tema (Beecham y Kochert 1975).

La zona de estudio que comprende los municipios de Janos, Ascensión, Casas Grandes y Nuevo Casas Grandes se propone como un área con capacidad para sostener una población de águila real. Sin embargo, debido a los problemas crecientes de fragmentación del paisaje, se deben tomar acciones tendientes a la conservación a largo plazo de la especie.

A pesar de que esta investigación fue realizada en un periodo corto de tiempo, los resultados obtenidos aportan datos básicos sobre el estado reproductivo de las poblaciones de águila real y son un punto de partida para documentar la dinámica poblacional de esta especie en el norte de México.

## 2.6. Literatura citada

- Bates, J. W. and M. O. Moretti. 1994. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) population ecology in eastern Utah. *Great Basin Nat.* 54:248-255
- Beechman, J. J. and Kochert, M. N. 1975. Golden Eagle breeding biology, Idaho. *Wilson Bulletin* 87: 506- 13.
- Bravo V., M. G., Mireles M., C., Zúñiga M., J. and Carreon H., E. 2015. Golden Eagle diet composition and breath in Chihuahua, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 31: 113-116.
- Carrillo, H. 2004. Factores determinantes del éxito reproductivo del cernícalo vulgar *Falco tinniculus* en la Isla de Tenerife. Tesis Doctoral Universidad de la Laguna, Barcelona España.
- CITES. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres. 2015. Base de datos <http://cites.org/esp/app/appendices.php> Revisado en marzo 6 del 2015
- Clutton-Brock, 1988. . The (ed.). *Reproductive Success. Studies of Individual Variation in Contrasting Breeding Systems.* The University of Chicago Press, Chicago, London. Pp. 538.
- Del Moral, J. C. (Ed.). 2009. El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid
- Everett, M. J. 1971. The Golden Eagle survey in Scotland in 1964-68. *British Birds* 64: 49-56.
- Lees, J. y D. A. Christie. 2001. *Raptors: birds of prey of the world.* London, UK: A&C Black Pub. Ltd. *In* Primer informe sobre la identificación de áreas de anidación y distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el Estado de Aguascalientes. 2008. CONANP y Gobierno del Estado de Aguascalientes, México. 32 p.
- Furness, R. W., Johnston, J. L., Love, J. A. and Thompson, D. R. 1989. Pollutant Burdens and reproductive success of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* exploiting marine and terrestrial food webs in Scotland in Raptor of the Moder World. Meyburgs, B. U. and Chancellor, R. D. Eds, Berlin, London and Paris.

- Gjershaug, J. O. 1996. Breeding success and productivity of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Central Norway, 1970-1990. World Working Group on Birds of Prey (WWGBP). Berlin, London and Paris.
- Guerrero-Cárdenas, I., Galina-Tessaro, P., Alvarez-Cárdenas, S. y Mesa-Zavala, E. 2012. Avistamientos recientes de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la sierra El Mechudo, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 397-401.
- Hawks Aloft. 2004. Nesting and productivity of Golden Eagles in northwestern and west-central New Mexico. 2004 Annual Report. Submitted to the Bureau of Land Management, Socorro and Farmington Field Offices. 30 pp.
- Hoechlin, D. R. 1976. Development of Golden Eaglets in southern California. *Western Birds*. 7: 137-152
- Issacs, F. B. 2012. Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) nesting in Oregon, 2011. 1<sup>st</sup> Annual Report. Oregon Eagle Foundation, Inc., Klamath Falls, Oregon, USA.
- Katzner, T. E., Bragin, E. A., Knick, S. T. and Smith, A. T. 2005. Relationship between demographics and diet specificity of Imperial eagles *Aquila heliaca* in Kazakhstan. *Ibis*, 147: 576-586.
- Kirk, D.A. and Hyslop, C. 1998. Population status and recent trends in Canadian raptors: a review. *Biol. Conserv.* 83:91–118.
- Kochert, M. N., K. Steenhof, L. B. Carpenter, and J. M. Marzluff. 1999. Effects of fire on golden eagle territory occupancy and reproductive success. *Journal of Wildlife Management* 63:773–780.
- Kochert, M.N. K. Steenhof, C.L. McIntyre and E.H. Craig. 2002. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). In A. Poole and F. Gill (eds). *The Birds of North America*, # 684. The Birds of North America, Inc. Philadelphia, PA.
- Kochert, M. N., and K. Steenhof. 2002. Golden eagles in the U.S. and Canada: status, trends, and conservation challenges. *J. Raptor Res.* 36:32–40.
- Lockie, J. D. and Ratcliffe, D. A. 1964. Insecticides and Scottish Golden Eagles. *Birds* 57:89-102.
- Lozano-Román, L. F. 2008. Primer informe sobre la identificación de áreas de anidación y distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el estado de Aguascalientes. Comisión

- Nacional de áreas Naturales Protegidas. Instituto del Medio Ambiente, Aguascalientes, México.
- McIntyre, C. L. and Adamas, L. G. 1999. Reproductive characteristics of migratory Golden Eagles in Denali National Park, Alaska. *Condor* 101: 115-123
- McIntyre, C.L. 2002. Patterns in nesting area occupancy and reproductive success of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and Preserve, Alaska, 1988-99. *Journal of Raptor Research* 36 (1 Supplement): 50-54.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion, SD.
- Nilsson, M. 2014. Movement ecology of the golden eagle *Aquila chrysaetos* and the semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus*- Synchronomus movements in a boreal ecosystem. Published in Umeå. Swedish University of Agriculture Sciences. Faculty of Forest Science. Department of Wildlife, Fish and Environmental Studies.
- Phillips, R. L., A. H. Wheeler, J. M. Lockhart, T. P. McEneaney and N. C. Forrester. 1990. Nesting ecology of Golden Eagles and other raptors in southeastern Montana and northern Wyoming, Tech. Rep. 26. U.S. Dep. Int., Fish Wild. Serv., Washington, D.C.
- Postupalsky, S. 1974. Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria, and terminology. Pages. 21–31 in F.N. Hamerstrom Jr., B.E. Harrell, and R.R.
- Rodríguez-Estrella, R. (Ed). 2006. Current raptor studies in Mexico. Centro de Investigaciones Biológicas del noroeste and CONABIO. La Paz, Baja California Sur, México, 323 pp.
- Semarnat. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 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. Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.
- Sibley, D. A. 2003. The Sibley field guide to birds of Western North America.
- Steenhof, K. and Kochert, M. N. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *J. Animal Ecol.* 57:37-48.
- Steenhof, K., M. N. Kochert, and T. L. McDonald. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden Eagle reproduction. *J. Animal Ecol.* 66:350-362

- Steenhof, K. and Newton, I. 2007. Assessing nesting success and productivity. In. Bird, D. M., Bildstein, K. L. and Zimmerman, A. Raptor: Research and Management Techniques. First ed. published Washington D. C. Institute for Wildlife Research, National Wildlife Federation. ISBN 978-0-88839-639-6.
- Tavizón, P. R. Flores, R. R. R. y M. Díaz. 1995: Hábitos alimenticios del Águila Real (*Aquila chrysaetos* L.) en Zacatecas, México. Memorias del XIII Congreso Nacional de Zoología. 120 pp.
- Thompson, S. P., Johnstone, R. S. and Littlefield, C. D. 1982. Nesting history of Golden Eagles in Melheur-Harney Laes Basin, southeastern Oregon. J. Raptor Res. 16: 116-122
- Tjernberg, M. 1983. Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. Holartic Ecology 6: 17-23.
- Watson, J., Rae, S. R. and Stillman, R. 1992. Nesting density and breeding success of Golden Eagles in relation to food supply in Scotland. J. Anim. Ecol. 61:543-550.
- Watson, J. 2010. The Golden Eagle. Yale University Press. Second edition. British Library.
- Whitfield, P. 2000. Golden eagle *Aquila chrysaetos* ecology and conservation issues. Scottish Natural Heritage review. No 132.
- Young, D., McYntire, C., Bente, P. McCabe, T. and Ambrose R. 1995. Nesting by Golden Eagles on the north slope of the Brooks Range in northeastern Alaska. J. Field Ornithology. 66(3): 373-379.

## CONCLUSIONES GENERALES.

Diversas investigaciones han reportado que el éxito reproductivo de los depredadores es afectado por el número de presas disponibles; por ejemplo, Becham y Kochert (1975) demuestran que tanto la densidad de águila real como el éxito reproductivo de las mismas son influenciados por las fluctuaciones en las poblaciones de los lagomorfos que son sus presas. Una investigación realizada por Nyström *et al.* (2006) demuestra que el éxito reproductivo de águila real se asocia con las fluctuaciones de sus presas. También Johnson y Herter (1989) encontraron en la región del mar de Beaufort que donde hubo una densidad mayor de lagomorfos hubo un mayor éxito reproductivo. Otros autores corroboran la importancia de las presas para la reproducción del águila real, ya que su biología reproductiva está regulada por los ciclos biológicos de sus presas (Nystrom *et al.* 2006, Bloom Hawk 1982).

La reproducción del águila real está directamente influenciados por la abundancia de las presas durante la temporada invernal (De Long 2004); Watson *et al.* (1992), mencionan que el éxito reproductivo en Escocia estuvo fuertemente relacionado con la densidad de parejas reproductoras durante el invierno previo a la temporada reproductiva, y que en la temporada siguiente a ese invierno, el éxito reproductivo estuvo correlacionado positivamente con la abundancia de presas en primavera y verano.

Diferentes estudios enfocados al águila real encuentran resultados variables: según Kochert *et al.* (1999) y Gjershaug (1996), la productividad del águila real es fuertemente afectada por las fluctuaciones de las poblaciones de sus presas principales, pero McIntyre (2002) y Steenhof (1997) encontraron un ligero incremento en el éxito reproductivo en el águila real cuando las abundancias de sus presas eran más altas.

Los resultados de este análisis mostraron diferencias estadísticamente no significativas entre la densidad de presas de los territorios donde las águilas se reprodujeron y los territorios donde no se reprodujeron. Sin embargo, la densidad media de liebres y conejos en los sitios donde las águilas si produjeron volantones fue 19.68 individuos/km<sup>2</sup> (SD 34.26), mientras que en aquellos territorios donde las águilas no se reprodujeron la densidad de liebres y conejos fue de 11.71 individuos/km<sup>2</sup> (SD 26.39). Una prueba *t-student* encontró que estas diferencias no son estadísticamente significativas ( $t=1.05$ ,  $P=0.2992$ ). A pesar de no haber diferencias estadísticas,

hay un 68% más de liebres en los sitios donde las águilas si se reprodujeron que en los sitios donde no se reprodujeron.

Los efectos de la baja disponibilidad de presas sobre las poblaciones de águila real son múltiples, e incluyen consecuencias directas sobre la reproducción. Gjershaug (1996) propone que la baja densidad de presas y malas condiciones climáticas pueden combinarse, y actuar de manera sinérgica lo cual se puede reflejar en un mal desempeño reproductivo de las águilas. Por ejemplo, la escasez en la disponibilidad de presas puede causar huevos de baja calidad; además, si el ave incubadora deja los huevos expuestos por dedicar más tiempo al forrajeo, los huevos puedan enfriarse más rápidamente y afectar el desarrollo del embrión (Birkheard y Nettleship 1982).

Sin embargo, cabe resaltar que la disponibilidad de alimento *per se* no es un factor que garantice el mayor desempeño reproductivo del águila real. Bates y Moretti (1994) y Tjernberg (1983), afirman que el éxito reproductivo del águila real a largo plazo está relacionado con la disponibilidad de presas vivas. También Watson *et al.* (1992) mencionan que en lugares con mayor disponibilidad de presas vivas, por sobre la disponibilidad de carroña, el éxito reproductivo suele ser mayor.

La reproducción del águila real es variable en el tiempo y en el espacio: Rodríguez-Estrella (2002) reporta 1.37 volantones/nido en Baja California, que es un valor alto, puesto que en sitios perturbados este valor puede ser de hasta 0.4 volantones/nido, por ejemplo Thompson *et al.* (1982) reportan 1.46 volantones/nido para Oregón, Estados Unidos; ahí mismo Phillips *et al.* (1990) reportan un éxito reproductivo de 0.78 en Montana y Wyoming; Steenhof *et al.* (1997) reportan para el suroeste de Idaho 0.79; en Utah, Bates y Moretti (1994) determinaron un éxito reproductivo de 0.82; así mismo y en Alaska McIntyre y Adams (1999) reportan un éxito reproductivo de 0.66. Estos datos son una muestra de la amplia variabilidad de los parámetros reproductivos a través del paisaje y del tiempo. Johnsgard (1990) menciona que el éxito reproductivo en aves rapaces es muy variable, no solo dentro de la misma especie sino también entre años o incluso territorios.

La hipótesis de la especificidad de la dieta en aves estipula que si las rapaces se alimentan de un pequeño número de especies, habrá una mayor eficiencia de forrajeo y por lo tanto, mayor éxito reproductivo (Watson 2010, Katzner *et al.* 2005). En este sentido, se esperaría que el éxito reproductivo del águila real del Noroeste de Chihuahua sea alto debido a su marcada dependencia

de liebres y conejos (Bravo-Vinaja *et al.* 2015), pero dependerá de la amplia disponibilidad de poblaciones saludables de estos lagomorfos.

En décadas recientes se ha registrado un declive en la densidad de liebres alrededor del mundo, principalmente debido al cambio en el uso de suelo y fragmentación del hábitat (Calvete *et al.* 2004, Langbein *et al.* 1999, Litvaitis 1994).

El bajo número de sitios muestreados es, probablemente, el principal problema de los resultados de la presente investigación. Sin embargo, los datos aquí presentados constituyen información valiosa sobre la biología reproductiva del águila real y el estado de conservación de su hábitat de distribución, reflejado en la disponibilidad de especies presa principales.

La reproducción del águila real está estrechamente relacionada con la abundancia de la liebre cola negra (*Lepus californicus*) y las densidades de liebre son menores en donde hay matorrales con algún tipo de disturbio (Kochert *et al.* 1999), por lo que La conservación los pastizales es un factor clave en la conservación de las poblaciones de lagomorfos (Chapman y Flux 2008, Delibes 2010) y de las especies clave que dependen de ellos. El conocimiento del estado poblacional de las poblaciones de presas y su monitoreo continuo es parte del desarrollo de estrategias de conservación del águila real.



## Literatura citada

- AMCELA, 2015. Características de los lagomorfos en:  
<http://www.ibiologia.unam.mx/amcela/ESPECIES.html>
- Bates, J. W. and M. O. Moretti. 1994. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) population ecology in eastern Utah. *Great Basin Nat.* 54:248-255
- Beechman, J. J. and Kochert, M. N. 1975. Golden Eagle breeding biology, Idaho. *Wilson Bulletin* 87: 506-13.
- Birkhead, T. R. and Nettleship, D. N. 1982. The adaptive significance of egg size and laying date in thick-billed murre *Uria lomvia*. *Ecology* 63:300-306.
- Bloom, P. H. and Hawks, S. 1982. Food habits of nesting golden eagles in Northeast California and Northwest Nevada. *J. Raptor Res.* 16: 110-115.
- Bravo V., M. G., Mireles M., C., Zúñiga M., J. and Carreon H., E. 2015. Golden Eagle diet composition and breath in Chihuahua, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 31: 113-116.
- Calvete C., R. Estrada, E. Angulo y S. Cabezas-Ruiz. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19:531-542.
- Ceballos, G. y Olivas, G. 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México. 986 pp.
- Chapman, J. A. and Flux, J. E. C. 2008. Introduction to the Lagomorpha. In *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and conservation*. Alves, P. C., Ferrand, N. and Hacklander, K. (Eds). Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 1:9.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M. A., Olivero, J. and Vargas, J. M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*. 37: 1-8.
- DeLong, J. P. 2004. Effects of management practices on grassland birds: Golden Eagle. Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND. 22 pages.
- Gjershaug, J. O. 1996. Breeding success and productivity of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Central Norway, 1970-1990. World Working Group on Birds of Prey (WWGBP). Berlin, London and Paris.
- Johnsgard, P. A. 1990. *Hawks, eagles and falcons of North America: biology and natural history*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 403 pp.

- Katzner, T. E., Bragin, E. A., Knick, S. T. and Smith, A. T. 2005. Relationship between demographics and diet specificity of Imperial eagles *Aquila heliaca* in Kazakhstan. *Ibis* 147: 576-586.
- Kochert, M. N., K. Steenhof, L. B. Carpenter, and J. M. Marzluff. 1999. Effects of fire on golden eagle territory occupancy and reproductive success. *J. Wildl. Manage.* 63:773–780.
- Langbein, J., Hutchings, M. R., Harris, S., Stoate, C., Tapper S. C. and Wray S. 1999. Techniques for assessing the abundance of Brown Hares *Lepus europaeus*. *Mammal Rev.* 29: 93- 116.
- Litvaitis, J., Tash, J., Litvaitis, M., Marchand, M., Kovach, A. y Innes, R. 1994. A Range-Wide survey to determine the current distribution of New England Cottontails. *Wildlife Society Bulletin*. Pp 1190-1197
- McIntyre, C. L. and Adamas, L. G. 1999. Reproductive characteristics of migratory Golden Eagles in Denali National Park, Alaska. *Condor* 101: 115-123
- McIntyre, C.L. 2002. Patterns in nesting area occupancy and reproductive success of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and Preserve, Alaska, 1988-99. *J. Raptor Res.* 36 (1 Supplement): 50-54
- Nyström, J., Ekenstedt, J. Angerbjörn, A., Thulin, L., Peter Hellström, P. and Dalén, L. 2006. Golden Eagles on the Swedish mountain tundra – diet and breeding success in relation to prey fluctuations. *Ornis Fennica* 83: 145-152.
- Phillips, R. L., A. H. Wheeler, J. M. Lockhart, T. P. McEneaney and N. C. Forrester. 1990. Nesting ecology of Golden Eagles and other raptors in southeastern Montana and northern Wyoming, Tech. Rep. 26. U.S. Dep. Int., Fish Wild. Serv., Washington, D.C.
- Rodríguez-Estrella, R. 2002. A survey of Golden eagles in northern Mexico in 1984 and recent records in central and southern Baja California Peninsula. *J. Raptor Res.* 36: 3-9.
- Rocha, O. E., Blanco Rodríguez, M. y Antaño Díaz, L. A. 2010. Plan de Manejo Tipo de Liebres y Conejos. Secretaría de Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Dirección General de Vida Silvestre.
- Steenhof, K., M. N. Kochert, and T. L. McDonald. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden Eagle reproduction. *J. Animal Ecol.* 66:350-362
- Thompson, S. P., Johnstone, R. S. and Littlefield, C. D. 1982. Nesting history of Golden Eagles in Melheur-Harney Laes Basin, southeastern Oregon. *J. Raptor Res.* 16: 116-122
- Tjernberg, M. 1983. Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. *Holarctic Ecology* 6: 17-23.

Watson, J., Rae, S. R. and Stillman, R. 1992. Nesting density and breeding success of Golden Eagles in relation to food supply in Scotland. *J. Anim. Ecol.* 61:543-550.

Watson, J. 2010. *The Golden Eagle*. Yale University press Second edition. British Library.

Anexo 1. Estatus de conservación de las liebres y conejos en México.

Nombre científico	Nombre común	Distribución geográfica	NOM-059-SEMARNAT-2010
<i>Lepus alleni</i> (Mearns, 1890)	Liebre antílope	En México, Sonora, Sinaloa hasta el norte de Nayarit, y en la Isla Tiburón. En EUA, en el sur de Arizona	Pr Protección Especial
<i>Lepus californicus magdalenae</i> y <i>L. c. sheldoni</i> (Gray, 1837)	Liebre cola negra	Desde el valle de Hidalgo, Querétaro, y las zonas desérticas del suroeste de EUA hasta Washington y Idaho.	Ambas bajo Pr Protección especial
<i>Lepus callotis</i> (Wagler, 1830)	Liebre torda	Norte de Guerrero y Oaxaca, Michoacán y la Sierra Madre Occidental hasta Chihuahua y Durango, y en el suroeste de Nuevo México en EUA.	No listada
<i>Lepus flavigularis</i> (Wagner, 1844)	Liebre de Tehuantepec	Endémica del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	P En peligro de extinción
<i>Lepus insularis</i> (Bryant, 1891)	Liebre negra	Endémica de la Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, Golfo de California, México.	Pr Protección especial
<i>Sylvilagus audobonii</i> (Baird, 1858)	Conejo del desierto	Sur de EUA, en Mexico en la meseta central desde Sonora, Tamaulipas hasta Puebla.	No listada
<i>Sylvilagus bachmani</i> (Waterhouse, 1839)	Conejo matorralero	Desde el sur del río Columbia hasta el Baja California en México.	P En peligro de extinción
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Conejo tropical	Sur de Tamaulipas hasta Veracruz, Tabasco, Campeche y Chiapas, hasta el sur de Brasil.	No listada
<i>Sylvilagus cunicularis</i> (Waterhouse, 1848)	Conejo montés	Endémico de México desde Sonora y por la costa del Pacífico hasta Oaxaca y por el eje neo volcánico Transversal.	No listada

Sylvilagus floridanus (J. A. Allen, 1890)	Conejo castellano	Sur de Canadá, centro y Sudamérica. En México en todo el país excepto en la península de Yucatán y la Península de Baja California.	No listada
Sylvilagus graysoni (J. A. Allen, 1877)	Conejo de las Islas Marias	Endémico de las Islas Mariás.	P En peligro de extinción
Sylvilagus insonus (Nelson, 1904)	Conejo de Omiltemi	Endémico a Omiltemi, Guerrero, México.	P En peligro de extinción
Sylvilagus mansuetus (Nelson, 1907)	Conejo matorralero de la Isla de San José.	Endémico a la Isla de San José, baja California Sur, Golfo de California, México.	P En peligro de extinción
Romerolagus diazi (Ferrari-Pérez en Díaz, 1893)	Teporingo, conejo de los volcanes	Endémica del valle de México, en la parte delos volcanes.	P En peligro de extinción

Fuentes: NOM-059-SEMARNAT-2010; Portales et al. (2006), Cervantes et al. (2004), Ruedas (1998), Cervantes et al. (1994) y Flux y Angermann (1990).

Anexo 2. Formato para el monitoreo de sitios de anidación de águila real.

Fecha y hora	Nido (nombre)	Actividad	Número de huevos	Fecha de eclosión	Número de pollos (cada visita)	Deceso (fecha)

Anexo 3. Formato para el registro de excretas.

Fecha:	Territorio:	Observador:
Numero de parcela	Numero de excretas	Grupo de Heces Fecales (GHF)
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		
11		
12		
13		
14		
15		
16		
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		
24		
25		
26		