

ARTÍCULO ORIGINAL

Riqueza y abundancia de rapaces diurnas del Cañón de Fernández, Lerdo, Durango

Richness and abundance of diurnal raptors from Fernandez Canyon, Lerdo, Durango

Jesús Favela-Mesta^{1,*}  <https://orcid.org/0000-0002-2072-8926>
Vanessa Martínez-García²  <https://orcid.org/0000-0002-1977-7317>

Resumen

El monitoreo biológico es esencial para comprender la dinámica poblacional, los procesos ecológicos y los problemas emergentes. En este estudio determinamos la riqueza y abundancia de las rapaces diurnas en el Parque Estatal Cañón de Fernández en Durango, México. Detectamos 11 especies, cinco de éstas están bajo alguna categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana 059-2010: gavilán pecho canela (*Accipiter striatus*), gavilán de cooper (*A. cooperii*), aguililla negra menor (*Buteogallus anthracinus*), aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*) y aguililla pecho rojo (*Buteo lineatus*). Las especies más abundantes fueron *Coragyps atratus*, *Cathartes aura* y *Buteo jamaicensis*. El hábitat donde obtuvimos más registros fue el bosque de galería. Las rapaces del área ven amenazada su conservación por la pérdida de hábitat, cacería y electrocución.

Palabras clave: bosque de galería, conservación, desierto chihuahuense, muestreos, sitio Ramsar.

Abstract

Biological monitoring is essential to understand population dynamics, ecological processes and emerging problems. In this study we determine the richness and abundance of diurnal raptors in the Fernandez Canyon State Park in Durango, Mexico. We detected a total of 11 species; five of them are under some risk category according to the Norma Oficial Mexicana 059-2010, Sharp-shinned Hawk (*Accipiter striatus*), Cooper's hawk (*A. cooperii*), Common Black-Hawk (*Buteogallus anthracinus*), Harris' Hawk (*Parabuteo unicinctus*) and Red-shouldered Hawk (*Buteo lineatus*). The most abundant species were *Coragyps atratus*, *Cathartes aura* and *Buteo jamaicensis*. The habitat where most records were obtained was the gallery forest. Conservation threats for raptors in the area include habitat loss, hunting, and electrocution.

Keywords: Chihuahuan desert, conservation, gallery forest, Ramsar site, sampling.

INFORMACIÓN SOBRE EL ARTÍCULO

Recibido:

8 de febrero de 2019

Aceptado:

14 de noviembre de 2019

Editor asociado:

Ricardo Rodríguez Estrella

Contribución de cada uno de los autores:

JF: Análisis de curvas de acumulación de especies, cálculos de abundancia y cálculo de áreas del PECE mediante SIG. Propuestas de conservación. Tabla de registros de especies, gráficos de riqueza, mapa del PECE y fotografías. VM: pruebas de normalidad y análisis de complementariedad. Ajustes y mejoras en discusión y propuestas de conservación. Gráficos de riqueza de especies.

Cómo citar este documento:

Favela-Mesta J., Martínez-García V. 2019. Riqueza y abundancia de rapaces diurnas del Cañón de Fernández, Lerdo, Durango. Huitzil. 21(1):e-533. doi: <https://doi.org/10.28947/hrmo.2020.21.1.480>



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional.

¹ Centro de Estudios Ecológicos, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez del Estado de Durango. Avenida Universidad sin número, Fraccionamiento Filadelfia, C.P. 35010, Gómez Palacio, Durango, México.

² Centro de Investigaciones Biológicas, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, C.P. 42184, Mineral de la Reforma, Hidalgo. vanemg_22@yahoo.com.mx

Autor de correspondencia: *jesfav28@gmail.com

Introducción

Los estudios sobre patrones de distribución y abundancia en grupos biológicos han mejorado en los últimos años (Navarro-Sigüenza y Sánchez-González 2002, Navarro-Sigüenza et al. 2009). Determinar la riqueza, abundancia y diversidad de las especies permite comprender la dinámica poblacional, los procesos ecológicos, así como evaluar el efecto de las perturbaciones ambientales y contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones, realizar recomendaciones o acciones para establecer programas de manejo para conservar la biodiversidad (Conanp 2014, Ortega-Álvarez et al. 2015, Sahagún et al. 2017). Las rapaces diurnas son aves capaces de explotar un amplio nicho trófico, por esta razón se encuentran en la cima de la cadena trófica y son consideradas especies paraguas (Márquez et al. 2005, Ursula y Groom 2013). Mantienen la estructura y dinámica de los ecosistemas, al regular la densidad de sus presas y sostienen el equilibrio de las comunidades (Thiollay 2007, Sergio et al. 2008). De igual manera desempeñan una función importante en el ambiente, ya que actúan como controladores biológicos, reciclan la materia muerta, regulan la transmisión de enfermedades a otros animales y al ser humano, además de proveer de servicios ecosistémicos, culturales y de apoyo (Márquez et al. 2005, Vázquez-Pérez et al. 2009, Donázar et al. 2016). Este grupo de aves está conformado por los órdenes Accipitriformes, Cathartiformes y Falconiformes (AOS 2019).

Las rapaces requieren amplios territorios, poseen tasas reproductivas bajas y alta longevidad, por lo que su reproducción suele ocurrir en bajas densidades (Fuller y Mosher 1981, De la Ossa-Lacayo y De la Ossa 2011, Donázar et al. 2016). Además, son consideradas indicadoras de la calidad del hábitat, ya que son sensibles y vulnerables a la perturbación (Martínez 1992, González-Ortega y Vázquez-Pérez 2017). Por este motivo sus poblaciones son generalmente reducidas y, por lo tanto, amenazadas (Thiollay 1989). Las amenazas de conservación tienen relación con las actividades antropogénicas, principalmente la pérdida de hábitat (Martínez y Calvo 2006, Macías-Duarte et al. 2016).

En México se reportan 57 especies de rapaces diurnas, de las cuales 43 se encuentran en alguna categoría de riesgo y 34 tienen poblaciones migratorias (Ruelas-Inzunza 2010, Semarnat 2010, Berlanga et al. 2017). Existen diversos estudios sobre rapaces diurnas en el norte de México (Brown 1988, Rodríguez-Estrella y Brown 1990, Macías-Duarte et al. 2004, Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 2006, Me-

dina et al. 2012), para el estado de Durango los trabajos se limitan a especies particulares como el águila real (*Aquila chrysaetos*, Nocedal et al. 2010), por lo que hacen falta estudios en zonas de relevancia ecológica, como sitios Ramsar (humedales de importancia mundial, por su biodiversidad y servicios ecosistémicos, Ramsar 2015), corredores biológicos o hábitats prioritarios.

Las actividades antropogénicas pueden afectar y poner en riesgo la conservación de las especies, por ello el estudio de éstas en sitios prioritarios es fundamental para posteriores acciones de manejo y conservación. En este estudio realizamos muestreos de rapaces diurnas en el Parque Estatal Cañón de Fernández durante las cuatro estaciones del año, para determinar su riqueza, abundancia, hábitats prioritarios (de importancia para las especies y por sus funciones ecológicas) y generar estrategias de manejo y conservación.

Método

Área de estudio

El Parque Estatal Cañón de Fernández (PECF) es un Área Natural Protegida y sitio Ramsar (1747), localizado al noreste del estado de Durango, México. El parque se ubica al extremo sur del municipio de Lerdo, a 62 km de la ciudad de Lerdo (25°20'16.7" N 103°43'55.6" O). Este sitio tiene una superficie de 17,000 ha con climas semiseco, semicálido, seco templado y templado subhúmedo. El PECF se encuentra dentro de la región del desierto chihuahuense, el cual presenta un nivel de biodiversidad muy alto y escasamente estudiado (Waeuer y Riskind 1977). Además, el PECF es considerado parte de un corredor biológico entre el desierto y los bosques de la Sierra Madre Occidental (Ramsar 2007). Así mismo, esta área es parte de la ruta central migratoria de aves en Norteamérica (Medellín 2009, Berlanga y Rodríguez 2010). El PECF también posee alta biodiversidad, incluidas las especies vulnerables y en peligro de extinción, por su variedad de hábitats y la presencia de un humedal de importancia internacional, formado por el río Nazas en medio del desierto (Valencia 2003, Ramsar 2007, Figura 1).

Vegetación

Matorral: Ocupa un área de 89% en el PECF y está formado por especies espinosas, predomina en las laderas, terrenos

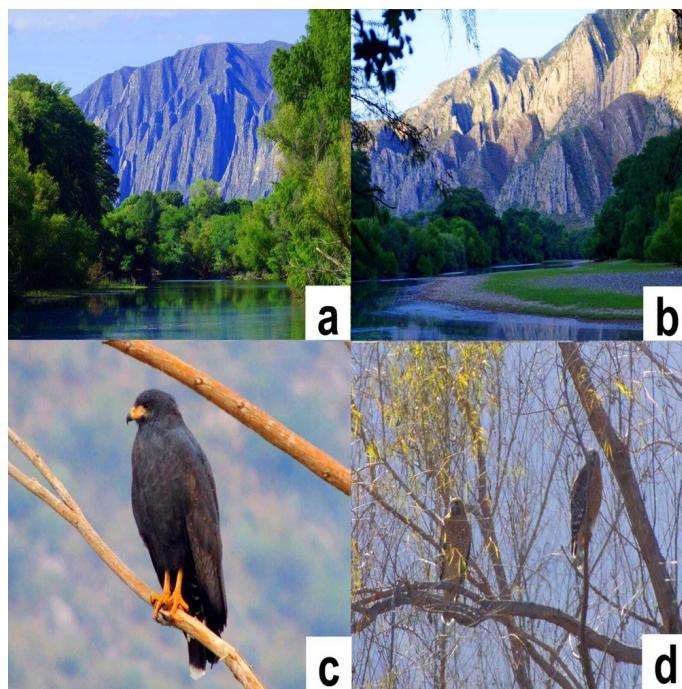


Figura 1. Imágenes tomadas durante los muestreos en el Cañón de Fernández, Lerdo, Durango, México. En a y b se muestra el cañón, el río Nazas y el bosque de galería. En c un macho adulto de *B. anthracinus* y d una pareja adulta de *B. lineatus* (fotos: Jesús Favela Mesta, 2014).

planos y en suelos profundos del parque. Hay colonias de lechuguilla (*Agave lechuguilla*), guapilla (*Hechtia glomerata*), candelilla, (*Euphorbia antisiphilitica*), guayule (*Parthenium argentatum*), mariola (*P. incanum*), orégano (*Lippia graveolens*), gobernadora (*Larrea tridentata*), huizaches (*Acacia*), ocotillo (*Fouquieria splendens*) y hojasén (*Flourensia cernua*). Además tiene poblaciones de la reina de la noche (*Peniocereus greggii*) y en los relieves la noa (*Agave victoria reginae*). En los aluviales se presentan izotales compuestos de palmas (*Yucca elata*) de más de 2 m de altura. De igual forma existen diversas especies de cactus que están en alguna categoría de riesgo o son endémicas (Valencia 2003, Semarnat 2010).

Bosque de galería: Está determinado por un manto freático elevado (régimen de humedad edáfica permanente) y un régimen de caudal permanente o temporal, como la situación actual del río Nazas. El bosque de galería ocupa 0.9% del área y dominan árboles como el álamo (*Populus fremontii* y *P. tremuloides*), el sauce (*Salix*), el ahuehuete (*Taxodium mucronatum*) y los fresnos (*Fraxinus*). En algunos tramos estas asociaciones han sido reemplazadas por vegetación herbácea como zacate chino (*Cynodon dactylon*), matorral espi-

noso con especies como el mezquite (*Prosopis glandulosa*) y el huizache (*Acacia farnesiana*, Valencia 2003).

Trabajo de campo

Realizamos las observaciones de noviembre de 2013 a septiembre de 2014 en el PECD. Para los muestreos establecimos seis transectos de 3 km cada uno a lo largo del río Nazas, con una separación de 2 km entre cada transecto (Fuller y Mosher 1987, De la Ossa-Lacayo y De la Ossa 2011, Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012, Figura 1 y 2). Los transectos presentaron un ancho de franja de longitud variable ($x = 102$ m), esto permitió incluir en los muestreos a todos los individuos que detectamos en los recorridos (González-García 2011). Los transectos los realizados caminando de norte a sur, en total 30 km lineales del área. En los transectos había dos tipos de vegetación (matorral y bosque de galería), para los cuales realizamos análisis de comparación. Cada muestreo abarcó dos días seguidos; por día recorrimos tres transectos en un horario de 7:00-14:00 h (Fuller y Mosher 1981). El tiempo de recorrido en cada transecto estuvo en función de la actividad de las rapaces. Realizamos dos muestreos por cada estación del año (primavera: abril y mayo, verano: agosto y septiembre, otoño: noviembre y diciembre, invierno: enero y febrero). La unidad de muestreo fue el transecto y sus re-

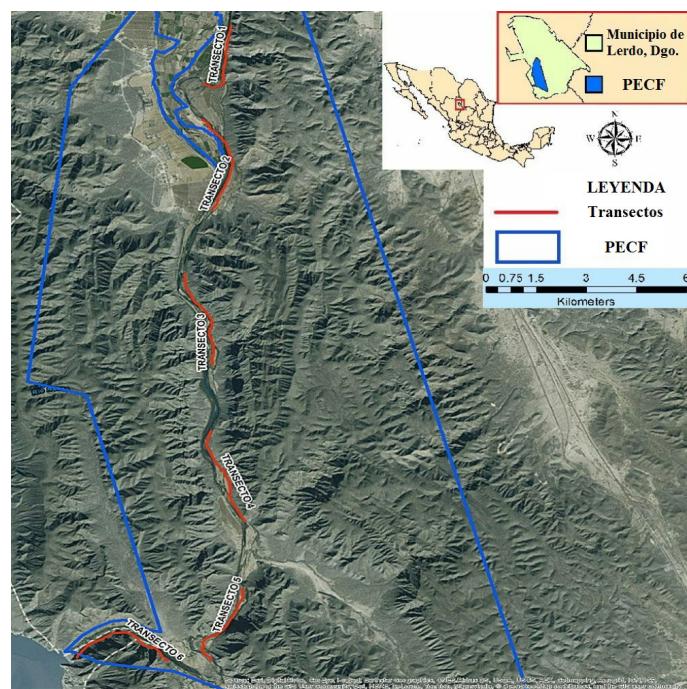


Figura 2. Transectos de observación establecidos en el Parque Estatal Cañón de Fernández, Lerdo, Durango, México.

peticiones espaciales, para cada transecto realizamos ocho repeticiones, es decir, una por cada mes y dos por estación del año. Los transectos fueron muy similares entre sí respecto a los tipos de vegetación: orografía y la disposición espacial del río. Durante los recorridos registramos todas las rapaces observadas, incluidos los hábitats de los que hacían uso y los individuos en vuelo. Para el muestreo estandarizado consideramos la repetición espacial de los transectos, con una longitud, tiempo y condiciones similares.

Análisis

Para determinar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para detectar la mayoría de las especies existentes realizamos curvas de acumulación de especies; usamos los índices Chao 1 y Bootstrap, mediante el programa Estimate versión 9.1.0 (Colwell 2013), y consideramos cada mes como un muestreo.

Para comparar la riqueza de especies entre el matorral y el bosque de galería realizamos una prueba de normalidad (Shapiro-Wilks) y posteriormente una U de Mann-Whitney (debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal), utilizamos el programa PAST versión 2.0 (Hammer et al. 2001). También comparamos la riqueza de especies entre las estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno). Este análisis se realizó sólo para el bosque de galería, ya que para el matorral se tuvieron muy pocos registros, para ello realizamos inicialmente una prueba de normalidad (Shapiro-Wilks), seguida de una Kruskal-Wallis (debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal) y de una post hoc, utilizamos el programa PAST versión 2.0 (Hammer et al. 2001).

Para determinar la abundancia y poder comparar estos valores con otros estudios usamos un método modificado del planteado por Emlen (1971), donde determinamos el esfuerzo de muestreo estandarizado (EME). Este método consiste en otorgar una categoría de abundancia a las especies dependiendo del número de registros por especie en 100 horas de observación o 400 ha muestreadas (en una hora de observación se muestrean 4 ha, aproximadamente, si se recorre 1 km y se observan todas las aves presentes en 20 m, a cada lado). Con base en lo anterior, el valor de abundancia se determinó dividiendo el número de registros de cada especie entre las horas de muestreo y multiplicando el resultado por 100. Consideramos una especie como rara si

la registramos menos de 3.5 veces; común, entre 3.5 y 21 veces, y abundante si tuvo más de 22 registros (Ortiz-Pulido et al. 2010, 2012, Larios-Lozano et al. 2017).

Realizamos un análisis de complementariedad de Colwell y Coddington, con el cual se evalúa el recambio de especies, en el que se expresa el grado de disimilitud en la composición de especies entre sitios, con la siguiente fórmula: $(CAB = UAB / SAB)$, en donde UAB es el número de especies únicas ($UAB = a + b - 2c$), y SAB es la riqueza total. Para ambos casos: a es el número de especies en el sitio 1, b es el número de especies en el sitio 2, y c es el número de especies en común (Moreno 2001).

Obtuvimos las áreas de las coberturas de uso de suelo y vegetación del PECF con el programa ArcMap, para lo cual digitalizamos la capa del PECF (Bezaury-Creel et al. 2009), y utilizamos la imagen satelital del mapa base mundial World Imagery (http://goto.arcgisonline.com/maps/World_Imagery) (Rodríguez-Estrella 2007, ESRI 2013) con el fin de tener una representación de la ocupación de cada cobertura, su relevancia y relación con las rapaces.

Los nombres comunes de las especies los tomamos de Berlanga et al. (2017). La estacionalidad la determinamos con datos que obtuvimos durante el estudio, así como información bibliográfica (Sibley 2000, Berlanga et al. 2017),

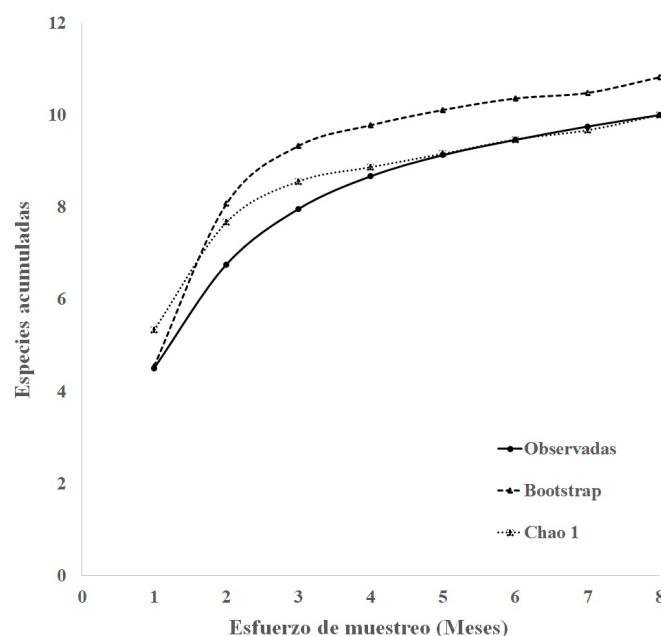


Figura 3. Curva de acumulación de especies de rapaces diurnas detectadas en los seis transectos del Parque Estatal Cañón de Fernández, Lerdo, Durango, México, en el muestreo realizado de noviembre de 2013 a septiembre de 2014.

y asignamos las siguientes categorías: 1) residente, especie que se reproduce en la región y está presente durante todo el año; 2) migratoria de invierno, especie que se reproduce en Norteamérica y pasa el invierno en México o Centroamérica; 3) migratoria de verano, están presentes en México en la estación reproductiva (marzo a septiembre); 4) transitoria, especie que está de paso en la zona durante la migración hacia el sur en otoño, o al norte en primavera (Larios-Lozano et al. 2017). Las categorías de riesgo las consideramos según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Semarnat 2010). Consideramos la clasificación taxonómica de la American Ornithological Society (2019).

Resultados

Obtuvimos 388 registros para 11 especies de rapaces, y las curvas de acumulación de especies nos predicen 10 (Chao 1) y 10.82 (Bootstrap), lo cual nos indica que realizamos un esfuerzo de muestreo representativo (Figura 3).

La riqueza en bosque de galería fue de 10 especies y para el matorral 3; estadísticamente hay diferencias significativas entre ambos sitios ($U=10$, $P=0.002$; Figura 4). Para la riqueza por estación del año en el bosque de galería encontramos diferencias ($H=6.863$, $P=0.057$; Figura 5), entre primavera y otoño (0.032) y entre verano y otoño (0.020). El valor de complementariedad entre ambos sitios (bosque de galería y matorral) fue de $CAB= 0.7$ o 70%.

La especie más abundante fue el zopilote común (*Coragyps atratus*) con 216 registros, seguido del zopilote aura (*Cathartes aura*) con 104 y el aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*) con 17 registros (Cuadro 1). Las especies en riesgo, según la NOM-059-SEMARNAT-2010: gavilán pecho canela (*Accipiter striatus*), gavilán de cooper (*A. cooperii*), aguililla negra menor (*Buteogallus anthracinus*), aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*) y aguililla pecho rojo (*Buteo lineatus*), todas éstas bajo protección especial (Cuadro 1). La cobertura de mayor área fue el matorral con 91% del PECF, por su parte el bosque de galería ocupó el 1.2% (Cuadro 2).

Cuadro 1. Número de registros de las especies de rapaces diurnas observadas en el Parque Estatal Cañón de Fernández, Lerdo, Durango. Se indica el hábitat de registro, su abundancia, estacionalidad y categorías de riesgo [Abundancia: A: abundante; C: común; R: raro. Estacionalidad: R: residente; MI: migratorio de invierno; MV: migratorio de verano (Berlanga et al. 2017). Categorías de riesgo según la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010); Pr: protección especial].

| Especie | Nombre común | Bosque de galería | Matorral | Vuelo | Abundancia | Estacionalidad | NOM-059-SEMARNAT-2010 |
|--------------------------------|-----------------------|-------------------|----------|-------|------------|----------------|-----------------------|
| <i>Coragyps atratus</i> | Zopilote común | 149 | 3 | 64 | A | R | |
| <i>Cathartes aura</i> | Zopilote aura | 33 | 6 | 65 | A | R | |
| <i>Pandion haliaetus</i> | Águila pescadora | 6 | 0 | 4 | C | MI, R | |
| <i>Accipiter striatus</i> | Gavilán pecho canela | 2 | 0 | 4 | C | MI, R | Pr |
| <i>Accipiter cooperii</i> | Gavilán de cooper | 2 | 0 | 0 | R | MI, R | Pr |
| <i>Buteogallus anthracinus</i> | Aguililla negra menor | 14 | 0 | 1 | C | R | Pr |
| <i>Parabuteo unicinctus</i> | Aguililla rojinegra | 2 | 0 | 0 | R | R | Pr |
| <i>Buteo plagiatus</i> | Aguililla gris | 4 | 0 | 0 | C | R | |
| <i>Buteo lineatus</i> | Aguililla pecho rojo | 9 | 0 | 0 | C | MI | Pr |
| <i>Buteo jamaicensis</i> | Aguililla cola roja | 6 | 4 | 7 | C | R | |
| <i>Falco sparverius</i> | Cernícalo americano | 0 | 0 | 3 | C | R, MI | |
| | | 227 | 13 | 148 | | | |

Cuadro 2. Áreas de las coberturas de uso de suelo y vegetación del Parque Estatal Cañón de Fernández.

| Uso de suelo o vegetación | Hectáreas | Porcentaje |
|---------------------------|------------|------------|
| Agricultura | 974.046 | 5.77 |
| Asentamientos humanos | 96.429 | 0.57 |
| Bosque de galería | 212.439 | 1.26 |
| Matorral | 15,410.813 | 91.41 |
| Río | 163.526 | 0.97 |
| Total | 16,857.253 | 100 |

Discusión

Registramos 11 especies de rapaces diurnas, de las cuales *Falco sparverius* sólo la observamos durante el vuelo. Los índices utilizados (Chao 1 y Bootstrap) indican que el esfuerzo de muestreo fue representativo, con 10 y 10.8 especies, respectivamente. A pesar de esto, nuestros resultados difieren de lo reportado por Valencia (2003), donde se indican registros históricos de 21 especies de rapaces en el PECF y áreas aledañas, entre las que se encuentran: *Aquila chrysaetos*, *Buteo albicaudatus*, *B. albonotatus*, *B. regalis*, *B. swainsoni*, *Circus hudsonius*, *Elanus leucurus*, *Falco columbarius*, *F. mexicanus* y *F. peregrinus*. Estos registros son considerados de 1984 a 2003, y dentro de un área mayor que va del PECF a la represa San Fernando en Cd. Lerdo, Dgo. Esta diferencia puede deberse a varios factores: el tiempo, el esfuerzo y área de muestreo, así como de la metodología empleada.

Además, tanto la riqueza como la composición de rapaces en el PECF son similares a las que presentan otros sitios del norte de México con vegetación de galería (Ríos Bavispe y Yaquí, en Sonora), a pesar de que la longitud del PECF es menor (Rodríguez-Estrella y Brown 1990). Sigue algo parecido con el matorral sarcocaule en Baja California Sur, donde se reportan 12 especies (Rodríguez-Estrella et al. 1998), y para el Playón de Mismaloya, que es una zona costera de Jalisco, se reportan 13 especies (Hernández-Vázquez et al. 2000). Respecto a otros sitios como embalses dulceacuícolas en el semidesierto de Baja California Sur, así como sitios de selva baja y matorral sarcocaule en Sinaloa, se han reportado 10 especies (Castillo-Guerrero y Carmona 2001, Medina et al. 2012). Las especies que se comparten en estos cuatro sitios y el

nuestro son: el zopilote aura, el águila pescadora, el gavilán pecho canela, el gavilán de cooper, el aguililla cola roja y el cernícalo americano.

Coragyps atratus y *Cathartes aura* fueron las especies más abundantes, lo cual es similar a lo reportado en otros estudios (Rodríguez-Estrella y Brown 1990, Vázquez-Pérez et al. 2009, Medina et al. 2012). Estas especies están presentes en áreas abiertas y semiabiertas con alta heterogeneidad vegetal (Houston 1994, Reyes-Martínez 2008). Las actividades antrópicas (e.g. basureros, asentamientos humanos, animales muertos en caminos, prácticas agrícolas y ganaderas) representan fuentes alimenticias que inciden en la disponibilidad de carroña, lo cual favorece la ocurrencia y permanencia de estas aves con gran capacidad de adaptación a los ambientes perturbados (Kelly et al. 2007, Ballejo y De Santis 2013, Ursula y Groom 2013, Carmona et al. 2017). Por un lado, desempeñan un rol ecológico, al eliminar cadáveres, reducen el desarrollo y exposición de patógenos, así como el mantenimiento y la transmisión de enfermedades infecciosas en el ambiente. En este sentido, las aves carroñeras pueden contribuir a reducir enfermedades en una localidad (Houston y Cooper 1975). Por el otro, pueden introducir focos de infección

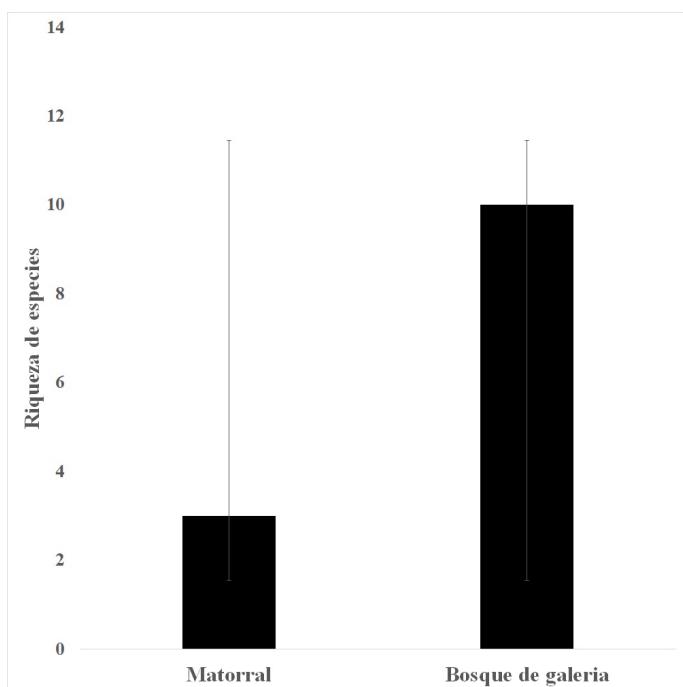


Figura 4. Riqueza de especies entre ambientes en el Parque Estatal Cañón de Fernández, en el muestreo realizado de noviembre de 2013 a septiembre de 2014. Las barras muestran la desviación estándar.

en nuevas áreas (Houston y Cooper 1975), por ejemplo, *C. atratus* puede ser portador de enfermedades infecciosas (toxoplasmosis y micoplasmosis), por lo que tiene una importancia sanitaria para el ser humano (Ocando et al. 1991, Pincheira-Ulbrich et al. 2008).

En cuanto a la riqueza de especies por tipo de vegetación (bosque de galería y matorral), por un lado, observamos que el bosque de galería, a pesar de que ocupa el 1.2%, fue donde observamos 10 de las 11 especies de rapaces diurnas; de igual forma, el número de registros fue mayor. Por el otro, en el matorral registramos tres especies (*C. atratus*, *C. aura* y *B. jamaicensis*), las más abundantes. Lo anterior puede deberse a que un ambiente como el bosque de galería provee mayor oferta de recursos que el matorral del PEFC (Valencia 2003). En este sentido, se ha indicado que la riqueza y abundancia de rapaces están relacionadas con la abundancia, diversidad y accesibilidad de presas (Preston 1990, Babcock 1995, Leveau y Leveau 2002). Además, los cuerpos de agua representan otro factor para la ocurrencia de rapaces (Thompson et al. 1990, Hernández-Vázquez 2006, O'Brian et al. 2006). Debido a lo anterior, la gran cantidad de registros en el bosque de galería puede deberse a la presencia del recurso hídrico y trófico que requieren las especies. En relación a ello, *B. anthracinus* se registró solamente en la zona ribereña, por lo que posiblemente está asociado y restringido a este ambiente (Rodríguez y Brown 1990, Vázquez-Pérez et al. 2009). Sin embargo, este ecosistema es considerado amenazado en las zonas áridas de México (Ramsar 2007). Además, en este estudio comprobamos una distribución más amplia de *B. anthracinus* y *B. plagiatus*, la cual abarca esta zona y su permanencia como residentes en el área. La estacionalidad la identificamos por la presencia de individuos adultos y juveniles de las especies en el área durante todo el año.

Debido a que tuvimos muy pocos registros en matorral, no realizamos análisis para comparar la riqueza entre estaciones del año para este ambiente, y sólo lo hicimos para el bosque de galería, en el que obtuvimos una mayor riqueza en otoño, que coincidió con la época de migración, lo cual se ha presentado en otros trabajos, donde la riqueza y abundancia fue a causa de las aves migratorias, que aumentaron los números en esta temporada (Hernández-Vázquez et al. 2000). En este sentido, el PEFC funge como parte de la ruta migratoria del centro y representa un área de invernada o paso para especies de aves migratorias, por lo que toma mayor relevancia para su conservación. Además, el PEFC es

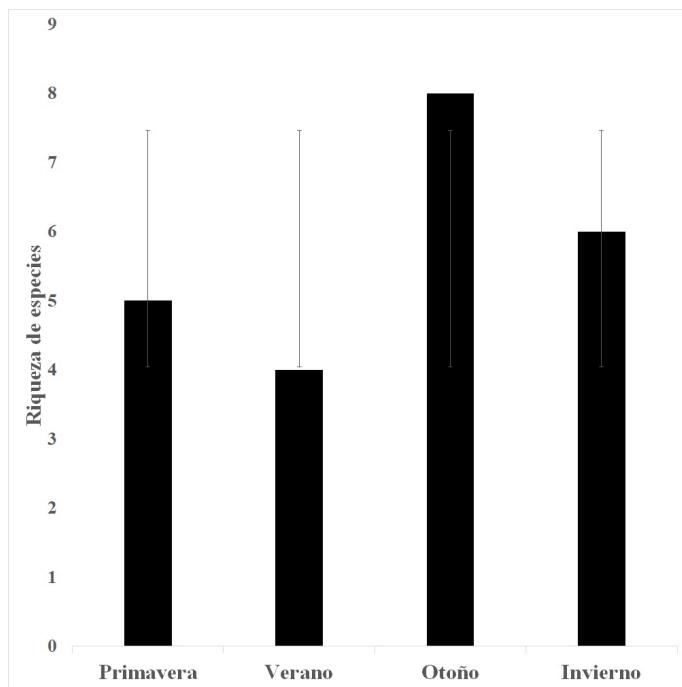


Figura 5. Riqueza de especies por estación del año en el Parque Estatal Cañón de Fernández. En cada barra se muestra la desviación estándar (primavera: abril y mayo; verano: agosto y septiembre; otoño: noviembre y diciembre; invierno: enero y febrero).

un refugio para estas aves, ya que se ha reportado que las rapaces mantienen poblaciones más estables en quebradas y laderas de cerros poco accesibles (Pavez et al. 2010). No obstante, el PEFC ha recibido poca atención y son escasos los estudios sobre aves en este sitio. Por lo que su monitoreo es útil para incrementar el conocimiento de las especies y generar planes de conservación (Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 2006).

De acuerdo con nuestros resultados, la conservación y mantenimiento del bosque de galería es fundamental para las rapaces en la región, pues actúa como un corredor biológico que conecta diversas áreas a lo largo del río Nazas y provee las condiciones para una mayor biodiversidad. Sin embargo, en esta zona existen diversos problemas de conservación: la explotación y contaminación del recurso hídrico, cacería, líneas de conducción eléctrica, agricultura, pastoreo extensivo, especies invasoras, pesca de especies nativas, extracción de plantas y turismo (Valencia 2003). Estas perturbaciones humanas pueden afectar negativamente la abundancia de algunas rapaces sensibles en las áreas modificadas (Thiollay 1984).

Es necesario implementar estrategias de conservación para el PEFC. Nuestras propuestas son: 1) aumentar la su-

perficie o tener corredores, lo cual facilita el intercambio de individuos para aquellas especies de rapaces que no atraviesan las matrices humanas (Zurita y Bellocq 2007). 2) Considerar sitios de anidación artificiales para incrementar las poblaciones de rapaces (Castellanos 2006), pues registramos actividades de cortejo de *B. jamaicensis*, juveniles de *B. anthracinus* y *B. Plagiatus*, y algunos nidos, por lo que algunas especies se reproducen en el área (Valencia 2003). 3) Atender los tendidos eléctricos para evitar electrocuciones, ya que registramos tres individuos muertos por electrocución (dos *C. aura* y un *B. jamaicensis*). 4) Regular la cacería, pues observamos un individuo de *B. jamaicensis* con huellas de caza. 5) Regular la pesca, ya que para especies como *Pandion haliaetus* la sobrepesca puede representar una problemática (Jean-Luc et al. 2006). 6) Desarrollar un programa de educación ambiental, mediante la integración y gestión de proyectos de conservación. 7) Regulación del ecoturismo y promocionar el turismo ornitológico dando capacitación a guías locales y realizando monitoreo comunitario. En estos dos últimos debe involucrarse a la sociedad que se encuentra dentro o en zonas aledañas al PECAF.

Es necesario obtener una aproximación más precisa de las poblaciones de rapaces, la cual se puede lograr si se realiza un monitoreo a largo plazo que considere distintos aspectos de la biología de las especies presentes (tendencias poblacionales, movimientos migratorios, tasas de reproducción, supervivencia y mortalidad de individuos), así como de diferentes métodos de muestreo (puntos de conteo en transectos, puntos elevados de observación y provocaciones auditivas, Márquez et al. 2005, Martínez y Calvo 2006, Vázquez-Pérez et al. 2009, Carmona et al. 2017).

Agradecimientos

Al M.C. A. Orona-Espino, por su apoyo en el trabajo de campo. A Don Tere, por su hospitalidad en el rancho de los Villarreal durante los muestreos; a la Facultad de Ciencias Biológicas de la UJED, por el apoyo parcial para el trabajo de campo; al Dr. A. Macías-Duarte, por sus observaciones para mejorar este trabajo, y a la M.C. E. Guzmán-Arias, por su apoyo.

Literatura citada

[AOS] American Ornithological Society. 2019. Checklist of North and Middle American Birds [consultado el 6

de agosto de 2019]. Disponible en: <http://checklist.aou.org/>

Babcock K. 1995. Home range and habitat use of breeding Swainson's Hawk in the Sacramento Valley of California. *Journal of Raptor Research.* 29:193-197.

Ballejo F., De Santis L.J.M.. 2013. Dieta estacional del Jote Cabeza Negra (*Coragyps atratus*) en un área rural y una urbana en el noroeste patagónico. *Hornero.* 28(1):7-14.

Berlanga H., Gómez de Silva H., Vargas-Canales V.M., Rodríguez-Contreras V., Sánchez-González L.A., Ortega-Álvarez R., Calderón-Parra R.. 2017. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. México (DF): Conabio.

Berlanga H., Rodríguez V.. 2010. Las aves migratorias: a prueba de muros. *Especies.* 19(1):16-24.

Bezaury-Creel J.E., Torres J.F., Ochoa-Ochoa L.M., Castro-Campos M., Moreno N. 2009. Bases de datos geográficas de Áreas Naturales Protegidas Estatales y del Distrito Federal de México. The Nature Conservancy. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [consultado el 9 de enero de 2018]. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Brown B.T. 1988. Additional Bald Eagle nesting records from Sonora, Mexico. *Journal of Raptor Research.* 22:30-32.

Carmona R., Mendoza L.F., Molina D., Ortega L., Miramontes E., Cruz M. 2017. Presencia espacial y temporal de aves rapaces diurnas (Aves: Accipitriformes, Falconiformes) en Marismas Nacionales, Nayarit-Sinaloa, México. *Acta Zoológica Mexicana.* 33(1):27-38.

Castellanos A., Salinas F., Argüelles C., Rodríguez A., Sánchez E.. 2006. Food habits of breeding Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) in the Ojo de Liebre Lagoon, Baja California Sur, México. En: Rodríguez-Estrella R., editor. *Current Raptors Studies in Mexico.* México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste S.C. p. 71-82.

Castillo-Guerrero J.A., Carmona R. 2001. Distribución de aves acuáticas y rapaces en un embalse dulceacuícola artificial de Baja California Sur, México. *Biología Tropical.* 49(3-4):1131-1142.

Colwell R.K. 2013. EstimateS (Versión 9.1.0). University of Connecticut, EUA [consultado el 20 de julio de 2019]. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>

[Conanp] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegi-

das. 2014. Estrategia hacia 2040: una orientación para la conservación de las áreas naturales protegidas de México. México (DF): Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

De la Ossa-Lacayo A., De la Ossa V.J. 2011. Abundancia relativa de rapaces diurnas en la ciudad de Sincelejo, Sucre, Colombia. Revista Colombiana de Ciencia Animal. 3(2):253-261. DOI: <https://doi.org/10.24188/recia.v3.n2.2011.373>

Donázar A.J., Cortés-Avizanda A., Fargallo J.A., Margalida A., Moleón M., Morales-Reyes Z., Moreno-Opo R., Pérez-García J.M., Sánchez-Zapata J.A., Zuberogoitia I., Serrano D. 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. Ardeola. 63(1):181-234. DOI: <https://doi.org/10.13157/arpa.63.1.2016.rp8>

Emlen J.T. 1971. Population densities of birds derived from transects counts. The Auk. 88(2):323-342.

ESRI A.N.A. 2013. Redlands California [consultado el 20 noviembre de 2017] Disponible en: <http://www.esri.com/software/arcgis/extensions/networkanalyst>

Fuller M.R., Mosher J.A. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. In: C.J. Ralph, Scott J.M., editors. Studies in Avian Biology. p. 235-246.

Fuller M.R., Mosher J.A. 1987. Raptor Survey Techniques. In: Millsap B.A., Cline K.W., Bird D.M., editors. Raptor Management Techniques Manual. Washington (DC): National Wildlife Federation. p. 37-65.

González-García F. 2011. Métodos para contar aves terrestres. En: Gallina S., López-González C., editors. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I. Querétaro (Querétaro, México): Universidad Autónoma de Querétaro, Instituto de Ecología. A.C. p. 86-123.

González-Ortega M.A.A., Vázquez-Pérez J.R.. 2017. Aves vulnerables a cambios ambientales en cuatro localidades de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. En: Ruiz-Montoya L., Álvarez-Gordillo G., Ramírez-Marcial N., Cruz-Salazar B., editors. Vulnerabilidad social y biológica ante el cambio climático en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote. San Cristóbal de Las Casas (Chiapas): El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). p. 449-480.

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis [consultado el 20 de julio de 2019].

Disponible en: http://priede.bf.lu.lv/ftp/pub/TIS/datu_analize/PAST/2.17c/download.html

Hernández-Vázquez S. 2006. Comparative study of diurnal raptors at two locations along the coast of Jalisco: El Playón de Mismaloya and the Península El Tamarindo. In: R. Rodríguez-Estrella, editor. Current Raptors Studies in Mexico. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste S.C. p. 83-104.

Hernández-Vázquez S., Durand-Martínez B.C., Esparza-Salas R., Valadez-González C. 2000. Distribución temporal de aves rapaces diurnas en la Reserva "Playón de Mismaloya", Jalisco, México. Revista Biología Tropical. 48(4):1015-1018.

Houston D.C. 1994. Family Cathartidae (New World vultures). In: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. editores. Handbook of the Birds of the World: New World Vultures to guineafowl. Barcelona: Lynx Edicions. p. 24-41.

Houston D.C., Cooper J.E. 1975. The digestive tract of the whiteback griffon vulture and its role in disease transmission among wild ungulates. Journal of Wildlife Diseases. 11(3):306-313. DOI: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-11.3.306>

Jean-Luc E., Cartron S., Sommer S.A., Kilpatrick D.E., Pfister T.A.. 2006. Ecology and population status of osprey (*Pandion haliaetus*) in coastal Sonora. In: Rodríguez-Estrella R., ed. Current Raptors Studies in Mexico. México: Comisión nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste S.C. p. 120-148.

Kelly N.E., Sparks D.W., DeVault T.L., Rhodes O.E. 2007. Diet of Black and Turkey Vultures in a Forested Landscape. Wilson Journal of Ornithology. 119:267-270.

Larios-Lozano O., Valencia-Hervert J., Bravo-Cadena J., Guzmán-Arias E., Ortiz-Pulido R.. 2017. Aves del Parque Nacional Los Mármoles, Hidalgo, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 88(4):944-959. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.020>

Leveau L.M., Leveau C.M.. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. Hornero. 17(01):009-015.

Macías-Duarte, A., Montoya A.B., Rodríguez-Salazar J.R., Panjabi A.O., Calderón-Domínguez P.A., Hunt W.G.. 2016. The imminent disappearance of the Aplomado Falcon from the Chihuahuan Desert. Journal of

Raptor Research. 50(2):211-216. DOI: <http://dx.doi.org/10.3356/rapt-50-02-211-216>

Macías-Duarte A., Montoya A.B., Hunt W.G., Lafon-Terrazas A., Tafanelli R. 2004. Reproduction, prey, and habitat of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in desert grasslands of Chihuahua, Mexico. The Auk. 121(4):1081-1093. DOI: <https://doi.org/10.1093/auk/121.4.1081>

Márquez C., Bechard M., Gast F., Vanegas V.H.. 2005. Aves rapaces diurnas de Colombia. Bogotá (DC): Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". p. 394 p.

Martínez J.E., Calvo J.F.. 2006. Rapaces diurnas y nocturnas de la región de Murcia. Serie técnica 1/06. Región de Murcia: Consejería de Industria y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural.

Martínez J. 1992. Raptor conservation in Veracruz, México. Journal of Raptor Research. 26:184-188.

Medellín R.A. 2009. Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas. En: Medellín Rodrigo A., responsable. Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio México: Conabio. p. 459-515.

Medina T.S.M., Rojo-Martínez G.E., Martínez-Ruiz R., Piña-Ruz H.H., Lara-Ponce E.. 2012. Abundancia, diversidad y uso de hábitat de aves rapaces diurnas en el norte de Sinaloa. En: Martínez Ruiz Rosa, Ramírez Valverde Benito, Rojo Martínez Gustavo Enrique, coordinadores. Recursos naturales y contaminación ambiental, serie ciencias ambientales. El Fuerte (Sinaloa, México): Universidad Autónoma Indígena de México. p. 99-115.

Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza: M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1.

Navarro-Sigüenza A.G., Gordillo-Martínez A., Peterson A.T.. 2009. Mapeando la diversidad de las aves de México. TIP, Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas 12:91-95. DOI: <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2009.2.29>

Navarro-Sigüenza A.G., Sánchez-González L.A.. 2002. La diversidad de las aves. En Gómez-de Silva H., Oliveras de Ita A., editores. Conservación de aves: experiencias en México. México (DF): Cipamex, Conabio, NFWF.

Nocedal J., Zuñiga-Fuentes A., Arroyo I.S. 2010. El águila real (*Aquila chrysaetos*) en el estado de Durango, México: distribución e implicaciones para su protección y conservación. El canto del Centzontle. 1(2):134-147.

O'Brian C.S., Waddell R.B., Rosenstock S.S., Rabe M.J. 2006. Wildlife use of water catchments in Southwestern Arizona. Wildlife Society Bulletin. 34:582-591.

Ocando D.C., Rivera-Pirela S.E., Ajjam E., Salas-Auvert R. 1991. Caracterización proteica del suero del ave *Coragyps atratus* (Zamuro de cabeza negra) y algunos estudios inmunoserológicos. Revista Científica FCV LUZ. 1(2):57-70.

Ortega-Álvarez R., Sánchez-González L.A., Berlanga-García H.. 2015. Plumas de multitudes, integración comunitaria en el estudio y monitoreo de aves en México. México (DF): Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Ortiz-Pulido R., Bravo-Cadena J., Martínez-García V., Reyes D., Mendiola-González M.E., Sánchez G., Sánchez M.. 2010. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 81(2):373-391. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.260>

Ortiz-Pulido R., Díaz S.A., Valle-Díaz O.I., Fisher A.D. 2012. Hummingbirds and plants they visit in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 83(1):152-163. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.1.1139>

Pavez F.E., Lobos G.A., Jaksic F.M. 2010. Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensambles de micromamíferos y rapaces en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural. 83:99-111. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2010000100006>

Pincheira-Ulbrich J., Rodas-Trejo J., Almanza V.P., Rau J.R. 2008. Estado de conservación de las aves rapaces de Chile. Hornero. 023(01):005-013.

Preston C. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. Condor. 92:107-112. DOI: <https://doi.org/10.2307/1368388>

Ramsar. 2007. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar. Parque Estatal Cañón de Fernández [consultado el 24 de abril de 2018]. Disponible en: <https://rsis.ramsar.org/rsis/1747>

Ramsar. 2015. La convención de Ramsar: ¿de qué trata? Secretaría de la Convención Ramsar. Ficha informativa 6.

Reyes-Martínez Y.P.M. 2008. Caracterización a múltiples escalas espaciales de dormideros del Zopilote Rey, *Sarcocarphus papa*, en el sur de la Península de Yucatán. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México.

Rodríguez-Estrella R. 2007. Land use changes affect distribu-

tional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity and distribution.* 13:877-889. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00387.x>

Rodríguez-Estrella R., Brown T.B. 1990. Riqueza específica y determinación de la diversidad de las aves rapaces de los ríos Yaqui y Bavispe, en Sonora, México. *Acta Zoológica Mexicana* 41:1-17. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.1990.37411932>

Rodríguez-Estrella R., Donázar J.A., Hiraldo F. 1998. Raptors as Indicators of Environmental Change in the Scrub Habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology.* 12(4):921-925. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97044.x>

Rodríguez-Estrella R., Rivera-Rodríguez L.B.. 2006. Raptor studies in Mexico: an overview. In: Rodríguez-Estrella R., editor. *Current raptor studies in México.* México (DF): Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 1-32.

Ruelas-Inzunza E. 2010. Aves Rapaces migratorias. Conabio. *Biodiversitas.* 2:11-15.

Sahagún S.F.J., Huerta M.F.M., Durán F.A., coordinadores. 2017. Experiencias de monitoreo de aves en el corredor ecológico de la Sierra Madre Oriental. México: Conanp, UdeG.

[Semarnat] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMAR-NAT-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. 30 de diciembre de 2010, Segunda sección. México, DF.

Sergio F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K., Hiraldo F. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics.* 39:1-19. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>

Sibley D.A. 2000. *The Sibley guide to birds.* United States: National Audubon Society.

Thiollay J.M. 1984. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Journal of Raptor Research.* 18:117-122.

Thiollay J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology.* 31:128-137. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1989.tb00065.x>

Thiollay J.M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research.* 41:90-105. DOI: [https://doi.org/10.3356/0892-1016\(2007\)41\[90:RCFGD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3356/0892-1016(2007)41[90:RCFGD]2.0.CO;2)

Tinajero R., Rodríguez-Estrella R. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana.* 28(2):427-446. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2012.282844>

Thompson W.L., Yahner R.H., Storm G.L.. 1990. Winter use and hábitat characteristics of vulture communal roosts. *Journal of Wildlife Management.* 54:77-83.

Ursula V.M., Groom M.J. 2013. Diversidad de aves rapaces en áreas prístinas y áreas modificadas del bosque amazónico tropical en la Reserva de Biósfera del Manu, Perú. En: Groenendijk J., Tovar A. editores. *Reporte Manu 2013: Pasión por la Investigación en la Amazonía Peruana.* Cusco: San Diego Zoo Global Perú, Sernanp. p. 212-235.

Valencia C.C.M. 2003. Plan de Manejo del Parque Estatal Cañón de Fernández, Municipio de Lerdo, Durango. México: Gobierno del Estado de Durango, UJED, Bio-desert, A.C. Prodenazas, A.C.

Vázquez-Pérez J.R., Enríquez P.L., Rangel-Salazar J.L. 2009. Diversidad de rapaces diurnas en la Reserva de la Biosfera Selva del Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 80(1):203-209.

Waeuer R.H., Riskind D.H. 1977. *Transactions of the Symposium on the Biological Resources of Chihuahuan Desert Region, United States and Mexico.* Alpina (TX): Department of the Interior National Park Service Transactions and Proceedings Series. Number three.

Zurita G.A., Bellocq M.I. 2007. Pérdida y fragmentación de la Selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *Hornero.* 22(02):141-147.



Sociedad para el Estudio y Conservación
de las Aves en México, A.C.