



# **INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

---

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA  
EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL, UNIDAD OAXACA**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y  
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

**(PATRONES Y PROCESOS DE LA  
BIODIVERSIDAD DEL NEOTRÓPICO)**

---

## **"Interacciones ecológicas entre felinos y cánidos en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México"**

**PRESENTA:**

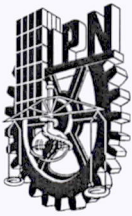
**BIÓL. NANCY ALEJANDRA SILVA MAGAÑA**

**DIRECTOR DE TESIS**

**DR. JOSÉ ANTONIO SANTOS MORENO**

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, Oax. Junio 2021.

---



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

## ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, 30 de 05 del 2021

El Colegio de Profesores de Posgrado de CIIDIR Unidad Oaxaca en su Sesión  
(Unidad Académica)

Ordinaria No. 4 celebrada el día 12 del mes abril de 2021 conoció la solicitud presentada por la alumna:

Apellido Paterno:	Silva	Apellido Materno:	Magaña	Nombre (s):	Nancy Alejandra
-------------------	-------	-------------------	--------	-------------	-----------------

Número de registro: B 1 9 0 1 7 3

del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

"Interacciones ecológicas entre felinos y cánidos en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México"

Objetivo general del trabajo de tesis:

Caracterizar las interacciones ecológicas entre felinos y cánidos mediante foto-trampeo en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México.

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: José Antonio Santos Moreno 2° Director:

No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por la alumna en:

CIIDIR Unidad Oaxaca

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- La interesada deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director de Tesis

Dr. José Antonio Santos Moreno

Aspirante

Silva Magaña Nancy Alejandra

2° Director de Tesis (en su caso)

Presidente del Colegio

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez





# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

## SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14  
REP 2017

### ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 10:00 horas del día 30 del mes de junio del 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CIIDIR Oaxaca para examinar la tesis titulada:

Interacciones ecológicas entre felinos y cánidos en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México

del (la) alumno (a):

<b>Apellido Paterno:</b>	Silva	<b>Apellido Materno:</b>	Magaña	<b>Nombre (s):</b>	Nancy Alejandra
--------------------------	-------	--------------------------	--------	--------------------	-----------------

Número de registro: B 1 9 0 1 7 3

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 3% de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI  NO  **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

**JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:** *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

El porcentaje de similitud es muy bajo, derivado únicamente de la inclusión de algunas citas textuales

**\*\*Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR**  **SUSPENDER**  **NO APROBAR**  la tesis por **UNANIMIDAD**  **MAYORÍA**  en virtud de los motivos siguientes:

La tesis tiene la calidad y originalidad esperadas para un trabajo de titulación del nivel Maestría

Dr. José Antonio Santos Moreno  
\_\_\_\_\_  
Director de Tesis  
Nombre completo y firma

**COMISIÓN REVISORA DE TESIS**  
  
Dra. Demetria Martha Mondragón Chaparro  
\_\_\_\_\_  
Nombre completo y firma

Dr. Marcelo Ulises García Guerrero  
\_\_\_\_\_  
Nombre completo y firma

M.C. Graciela Eugenia González Pérez  
\_\_\_\_\_  
Nombre completo y firma

Dr. Matthias Rös  
\_\_\_\_\_  
Nombre completo y firma

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez  
\_\_\_\_\_  
Nombre completo y firma

**PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES**  
  
**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL C.I.I.D.I.R. UNIDAD OAXACA**  
 Página 1 de 1





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de México, siendo el día 30 del mes de junio del año 2021, la que suscribe Nancy Alejandra Silva Magaña alumna del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES** con número de registro B190173, adscrita al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca**, manifiesta que es la autora intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. José Antonio Santos Moreno y cede los derechos del trabajo titulado “**Interacciones ecológicas entre felinos y cánidos en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México**”. Al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso de la autora y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca**, e-mail: [nancyale.sm24@gmail.com](mailto:nancyale.sm24@gmail.com). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Silva Magaña Nancy Alejandra



CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.

## CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS .....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
RESUMEN.....	6
ABSTRACT .....	7
CAPÍTULO I.....	8
MARCO TEÓRICO.....	8
Mamíferos Carnívoros .....	8
Los Cánidos.....	8
Los Felinos .....	9
Interacción Cánido-Félidos .....	10
Uso de fototrampeo en los Estudios de Interacciones .....	15
Modelos Demográficos para la Estimación de Parámetros Demográficos .....	16
Patrones de Actividad.....	16
Interacciones Espaciales.....	17
Covariables.....	19
ANTECEDENTES .....	19
LITERATURA CITADA.....	21
CAPÍTULO II .....	1
INTERACCIONES ECOLÓGICAS ENTRE FELINOS Y CÁNIDOS EN EL PARQUE NACIONAL HUATULCO, OAXACA, MÉXICO.....	1
MATERIALES Y MÉTODOS .....	2
Área de estudio.....	2
Fase de campo .....	6
Fase de gabinete.....	7
Reconocimiento e identificación de especies .....	7
Abundancia y densidad .....	7
Patrones de actividad .....	9
Interacciones espaciales .....	9
RESULTADOS.....	11
Abundancia y densidad .....	12
Patrones de actividad .....	13
Interacciones espaciales.....	15
Distribución de las especies. ....	22

DISCUSIÓN.....	23
Abundancia y densidad.....	24
Patrones de actividad.....	25
Interacciones espaciales.....	26
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	29
LITERATURA CITADA.....	30

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los parámetros que incluyen los modelos de co-ocurrencia. .....	18
Tabla 2. Descripción de los modelos de abundancia para félidos y cánidos en el PNH.....	8
Tabla 3. Registros independientes (RI) por especie del PNH .....	11
Tabla 4. Registros independientes de félidos y cánidos del PNH .....	12
Tabla 5. Abundancia, ocupación y parámetros de félidos y cánidos del PNH.....	13
Tabla 6. Descripción de modelos de ocupación de cánidos y félidos en el PNH con base en los efectos de la temporalidad. ....	15
Tabla 7 Descripción de modelos de ocupación con covariables para <i>Leopardus pardalis</i> en el PNH .....	16
Tabla 8 Descripción de modelos de ocupación con covariables para <i>Canis latrans</i> en el PNH.....	17
Tabla 9 Descripción de modelos de ocupación con covariables para <i>Canis lupus familiaris</i> en el PNH.....	18
Tabla 10 Descripción de modelos de ocupación para cánidos y félidos con efecto de las especies competidoras en el PNH.....	19
Tabla 11 Descripción de las covariables para cánidos y félidos y sus respectivos pesos por especie del PNH.....	20
Tabla 12 Parámetros asociados a la co-ocurrencia de especies competidoras para cánidos y félidos en el PNH.....	21

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Polígono del Parque Nacional Huatulco.....	5
Figura 2 Ubicación de las estaciones de fototrampeo dentro del PNH .....	6
Figura 3 Acercamiento de la vista de las estaciones de fototrampeo dentro del PNH .....	7
Figura 4 Ubicación de los registros independientes de <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Canis latrans</i> y <i>Canis lupus familiaris</i> dentro del PNH.....	12
Figura 5 Patrones de actividad de félidos y cánidos del PNH .....	14
Figura 6 Distribución de <i>Leopardus pardalis</i> , <i>Canis latrans</i> y <i>Canis lupus familiaris</i> dentro del PNH Patrón de actividad de <i>Canis latrans</i> .....	22



RESUMEN--Las interacciones ecológicas entre felinos y cánidos son complejas y se presentan de manera gremial en forma de competencia interespecífica y, afectando el éxito de la búsqueda de alimento, el equilibrio energético, la selección del hábitat y la densidad de las poblaciones. Aunado a esto, cuando una especie feral es introducida afecta la dinámica poblacional mediante la introducción de enfermedades, la extinción de especies nativas, entre otros. El objetivo de este estudio fue caracterizar las interacciones ecológicas entre felinos y cánidos en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, determinando la abundancia de ambos grupos de especies, caracterizando sus patrones de actividad y determinando sus patrones de co-ocurrencia, así como sus variaciones espaciales y temporales. El muestreo se realizó de enero a diciembre del 2020, utilizando el método de foto-trampeo para el registro de las especies; se instalaron 28 estaciones de trampeo; la densidad de cada especie se estimó por medio del Modelo de Ocupación y Heterogeneidad en la detección; se utilizaron Modelos de Ocupación para estimar la co-ocurrencia de las especies. Se obtuvieron 901 registros independientes y se registró a dos especies de Félidos y de Cánidos (*Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Canis latrans* y *Canis lupus familiaris*); las especies con mayor densidad fueron *L. pardalis* (1.05 ind/km<sup>2</sup>) y *C. lupus familiaris* (0.71 ind/km<sup>2</sup>). Para *H. yagouaroundi* no fue posible construir modelos debido a que solo se registró en una ocasión mientras que *L. pardalis* fue nocturno y *C. latrans* y *C. lupus familiaris* diurnos. Se encontraron diferencias significativas en la actividad de *L. pardalis* y *C. latrans*, la co-ocurrencia fue alta. Los perros ferales (*C. lupus familiaris*) probablemente interfirieron en la ecología de las especies nativas (*L. pardalis* y *C. latrans*), ya que en las zonas en las que estuvo presente esta especie, los carnívoros nativos modificaron sus patrones y áreas de actividad, tal como se ha reportado en Reservas Naturales en las que tienen una fuerte presencia los perros ferales.

ABSTRACT—The ecological interactions between felines and canids are complex and are presented in a union way in the form of interspecific competition and, affecting the success of the search for food, the energy balance, the selection of the habitat and the density of the populations. In addition to this, when a feral species is introduced it affects population dynamics through the introduction of diseases, the extinction of native species, etc. Therefore, the objective of this study was to characterize the ecological interactions between felines and canids in the Huatulco National Park, Oaxaca, determining the abundance of both groups of species, characterizing their activity patterns and determining their co-occurrence patterns, as well as their spatial and temporal variations. The sampling was carried out from January to December 2020, using the photo-trapping method to register the species; 28 trapping stations were installed; the density of each species was estimated by means of the Occupation and Heterogeneity Model in detection; Occupation Models were used to estimate the co-occurrence of the species. 901 independent records were obtained and two species of Felidae and Canidae were recorded (*Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Canis latrans* and *Canis lupus familiaris*); the species with the highest density were *L. pardalis* (1.05 ind / km<sup>2</sup>) and *C. lupus familiaris* (0.71 ind / km<sup>2</sup>). For *H. yagouaroundi* it was not possible to build models because it was only recorded on one occasion while *L. pardalis* was nocturnal and *C. latrans* and *C. lupus familiaris* were diurnal. Significant differences were found in the activity of *L. pardalis* and *C. latrans*, the co-occurrence was high. Feral dogs (*C. lupus familiaris*) probably interfered with the ecology of native species (*L. pardalis* and *C. latrans*), since in the areas where this species was present, native carnivores modified their patterns and areas of activity, as has been reported in Nature Reserves where feral dogs have a strong presence.

# CAPÍTULO I

## MARCO TEÓRICO

### Mamíferos Carnívoros

El orden Carnívora es un grupo grande y variado de mamíferos (Leopold, 2000). Incluye especies adaptadas para encontrar, atrapar y depredar sus presas (Emmons, 1999). Este orden se caracteriza por estructuras especializadas para una alimentación basada en carne, así como los sentidos de la vista, oído y olfato muy desarrollados (Nowak, 1999). Se alimenta exclusivamente o en gran parte de carne. Sin embargo, la dieta de muchas especies comprende cantidades variables de materia vegetal (Nowak, 1999).

A nivel mundial el orden Carnívora está constituido por 245 especies, agrupadas en 107 géneros y 13 familias. En México están presentes 37 especies, distribuidas en cuatro géneros y ocho familias (INE y SEMARNAP, 2000). Se encuentran entre los mamíferos más amenazados a nivel nacional (SEMARNAT, 2016) por distintas actividades, como la destrucción de su hábitat, la cacería, la eliminación de depredadores, la introducción de especies exóticas y con ello la introducción de enfermedades, etc. (Nowak, 1999). Para proteger un gremio de carnívoros, es necesario comprender la importancia relativa de la selección del hábitat y la competencia intragremio para la ecología de las especies individuales (Davis *et al.*, 2010).

### Los Cánidos

Dentro del orden Carnívora se ubican las familias Felidae y Canidae. Los cánidos tienen un origen neártico, sin embargo, algunos géneros viven exclusivamente en regiones tropicales (Álvarez, 1965). En la actualidad a nivel mundial la familia Canidae agrupa un total de 16 géneros y 36 especies que habitan de forma natural en todos los continentes, exceptuando Australia y otros territorios insulares (Nowak, 1999). Los cánidos son una familia que agrupa a especies silvestres, además de incluir al perro doméstico. Son especies capaces de alimentarse de productos vegetales, por lo que fungen como dispersores de semillas. Son clasificados como

especies catemerales (sus patrones de actividad no se ajustan a un determinado momento del día; son tanto nocturnos como diurnos). Estos patrones están relacionados con la dieta, por ello es posible que haya estacionalidad en los patrones para algunas especies (Wallace *et al.*, 2010).

### Perros ferales

La fauna nativa se encuentra bajo muchas presiones, incluida la pérdida de hábitat, fragmentación y enfermedades. La actual falta de información sobre el estado de la salud de la vida silvestre puede obstaculizar los esfuerzos de conservación (De Almeida *et al.*, 2010). La introducción de especies invasoras en una comunidad puede alterar las interacciones existentes a través del desplazamiento de competidores más débiles y depredación de las especies nativas (Tylianakis *et al.*, 2008). Ejemplo de ello son los perros ferales (*Canis lupus familiaris*), los cuales se definen como una especie doméstica que, al quedar fuera de control, se establece en ambientes prístinos (Ley General de Vida Silvestre, última reforma publicada en el DOF 19-01-2018). Los perros ferales son los cánidos silvestres más ampliamente distribuidos en todo el mundo (Smith *et al.*, 2003).

El contacto con perros ferales afecta a los cánidos nativos a través de la competencia, la depredación y brotes de enfermedades a través de infecciones (Butler *et al.* 2004). Pueden ser considerados depredadores, por lo tanto, cuando logran establecerse en algún sitio tienen la capacidad de competir con los depredadores nativos, principalmente con especies emparentadas como coyotes, lobos o zorros, y pumas o jaguares (Tamim y Gompper, 2009). Tal competencia puede provocar modificaciones en los usos de hábitat y patrones de actividad de los cánidos nativos con el fin de evitar enfrentamientos con los perros ferales (Boitani y Ciucci, 1995; Álvarez *et al.*, 2008).

### Los Felinos

Los felinos son uno de los grupos animales más fascinantes y atractivos para las personas. Su presencia indica que los ecosistemas están razonablemente bien conservados (Ceballos y List, 2010). De acuerdo con su tamaño, se alimentan de

diferentes presas, las cuales cazan por sorpresa o por emboscada. Entre sus presas están mamíferos, aves, peces y reptiles. Su actividad es principalmente nocturna, pero pueden estar activos también durante el día. Son solitarios y territoriales; sin embargo, algunas especies comparten sus áreas de dominio vital (*home range*) (Emmons, 1999). Presentan una rica comunicación química que regula gran parte de su comportamiento social, reproductivo y territorial. Sus bigotes les permiten sentir detalles de la dirección del viento (Kitchener *et al.*, 2010). Comunican su presencia mediante características específicas como esparcir su orina, arañar el suelo y los árboles y dejar sus excretas en lugares bien perceptibles (Emmons, 1999).

### Interacción Cánido-Félidos

Los gremios tróficos generalmente consisten en una serie de especies que difieren en tamaño, afinidades taxonómicas, características morfológicas y de comportamiento que ayudan a adaptarlas para capturar e ingerir el mismo tipo de presas (Kok y Nel, 2004). Así mismo incluyen mecanismos ecológicos como la partición de los ejes tróficos, espaciales y temporales del nicho (Levins, 1968). En los carnívoros se reconocen cinco gremios tróficos: 1) Carnívoros, consumen principalmente vertebrados terrestres vivos; 2) Frugívoros, principalmente frutos; 3) Omnívoros, no tienden a consumir un tipo alimenticio específico; 4) Insectívoros, consumen insectos e invertebrados terrestres y 5) Carroñeros, consumen restos de animales muertos y otros tipos de alimentos (Valkenburgh, 1989; Dalerum *et al.*, 2009; Pérez-Irinea y Santos-Moreno, 2013). Los cánidos pertenecen al gremio Omnívoro, mientras que los felinos al gremio Carnívoro.

Las preferencias ecológicas similares aumentan el riesgo de competencia, mientras que, los mecanismos como la partición de recursos, las estrategias de evitación temporal o espacial facilitan la coexistencia entre los miembros del gremio de los carnívoros (Kozlowski *et al.*, 2008). La coexistencia de los diferentes miembros de un gremio es un requisito previo para que exista la biodiversidad (Linnell y Strand, 2000). Probablemente la coexistencia es el resultado de la diferencia de tamaño entre las especies de depredadores, lo que lleva a que cada

especie de depredador tome un conjunto diferente de especies presa (Rosenzweig, 1966).

La existencia de interacciones competitivas intragremiales es uno de los mecanismos organizativos más importantes, debido a que limita el número de especies que podrían coexistir en un área como resultado de su similitud en nichos ecológicos (Jaksic y Marone, 2007). Sin embargo, las interacciones interespecíficas pueden tener importantes implicaciones para la demografía y distribución espacial de las especies involucradas (Atwood y Gese 2008). Por ejemplo: los altos niveles de interacciones agresivas pueden excluir totalmente a una especie de un hábitat determinado (Linnell y Strand, 2000). Aunado a esto, las interacciones interespecíficas juegan un papel importante en la configuración de los patrones de actividad (Halle, 2000). La teoría sugiere que la división temporal diaria puede facilitar la coexistencia entre competidores, depredadores y presas. (Kronfeld-Schor y Dayan, 2003).

Las interacciones ecológicas entre félidos y cánidos se presentan en forma de competencia interespecífica y de manera gremial, afectando el éxito de la búsqueda de alimento, el equilibrio energético, la selección del hábitat y la densidad de las poblaciones (Fanshawe y Fitzgibbon 1993). Dicha competencia se puede expresar de dos formas: (i) competencia de explotación; por la cual una especie reduce la disponibilidad de un recurso compartido para la otra especie; y (ii) competencia de interferencia, por la cual una especie limita el acceso de la otra a recursos compartidos a través de interacciones conductuales (Linnell y Strand, 2000; Vahl *et al.*, 2005). Aunque la competencia de explotación se estudia con más frecuencia, la competencia por interferencia puede ser más importante e incluso más costosa en términos de energía, por las lesiones físicas que ocurren, la muerte interespecífica o la reducción de la tasa de ingesta de alimentos (Vahl *et al.*, 2005).

Durante su historia evolutiva desde mediados del Eoceno o antes (Wayne *et al.*, 1989), los cánidos y félidos han evolucionado sus estrategias y adaptaciones para capturar y consumir a sus presas (Kok y Nel, 2004), por lo que hoy difieren tanto en morfología como en comportamiento. El tamaño y la estructura de los



dientes en estos grupos de carnívoros proporciona evidencia convincente de la presión evolutiva a la que están sometidos para reducir la competencia por explotación (Dayan y Simberloff, 1996).

Los cánidos han conservado la dentición carnívora original de 42 dientes permanentes y post-molares carnasiales, dándoles la capacidad de evolucionar en una diversidad de tipos dentales y dietéticos, lo que les permite comer alimentos más variados (Van Valkenburgh, 1991). Los Félidos, por otro lado, tienen una dentición reducida de solo 30 dientes permanentes, mostrando carnasiales superiores e inferiores extremadamente especializados para cortar carne (Kok y Nel, 2004), lo que los caracteriza como carnívoros exclusivos (Ceballos y List, 2010). Como resultado, cuando ambos grupos coexisten el primero tiende a tener un comportamiento más oportunista (Kok y Nel, 2004), consumiendo además de carne, frutos, plantas, semillas e insectos, entre otros alimentos (Ceballos y List, 2010), mientras que el segundo grupo se concentra más en vertebrados terrestres (Kok y Nel, 2004).

Los félicos tienen garras afiladas, largas, curvas y retráctiles, a diferencia de los cánidos, donde son cortas, romas y no retráctiles. Esta característica les permite a los félicos asegurar a sus presas (Wang y Tedford, 2008; Morales-Mejía y Arrollo-Cabral, 2012). Generalmente las acechan y dependen más de cubrirse para permanecer ocultos antes de una persecución; la ausencia de una persecución prolongada los favorece para la elección de individuos al azar (Kleiman y Eisenberg, 1973). Por el contrario, los cánidos no pueden aferrarse a sus presas debido sus garras romas, por lo que optan por otros métodos para cazar (Wang y Tedford, 2008; Morales-Mejía y Arrollo-Cabral, 2012), como por ejemplo por persecución a larga distancia (Kleiman y Eisenberg, 1973). Algunos cánidos practican la caza grupal, la cual les proporciona algunas ventajas como reducir las alteraciones morfológicas y que las presas más grandes puedan ser cazadas comunalmente (Rosenzweig, 1966).

Dado que los cánidos son más omnívoros en sus hábitos y son menos especializados en sus métodos de captura de presas, toman las oportunidades de

alimentación que se ofrezcan (Kleiman y Eisenberg, 1973). El mayor oportunismo de los cánidos son sus tendencias más omnívoras. Esta característica les permitió desarrollar un rasgo que es raro en los felinos, la alimentación pacífica comunitaria (Murie, 1941).

La cantidad limitada de recursos (presas) impone una fuerte competencia entre estos carnívoros, sobre todo cuando comparten el mismo rango geográfico (Silvestro *et al.*, 2015) y, por lo tanto, dependen de la misma base alimentaria (Husseman *et al.*, 2003). Por ejemplo, los carnívoros africanos como los perros salvajes, las hienas, los leones y los guepardos que compiten constantemente entre sí por la comida (Silvestro *et al.*, 2015). Se ha demostrado que cuando estos carnívoros se encuentran en un mismo sitio, los perros salvajes ocurren a menor densidad, mientras que los leones y las hienas son más abundantes (Mills y Gorman, 1997). Esto sucede debido a que los cánidos se pueden ver obligados a evitar hábitats ocupados por especies más dominantes como los félidos (Kronfeld-Schor y Dayan, 2003). Este es un claro ejemplo de cómo la competencia con los felinos ha demostrado ser muy importante para la evolución de los cánidos (Silvestro *et al.*, 2015).

Los cánidos y felinos muestran una amplia gama de tamaños, por lo que deben estar especializados para diversas presas. A pesar de que consumen principalmente a las presas más pequeñas, solo los félidos grandes suelen matar presas más grandes que ellos (Kleiman y Eisenberg, 1973). Las presiones selectivas que actúan sobre los cánidos y felinos más pequeños pueden ser similares. Probablemente el tamaño pequeño puede ser una adaptación para explotar presas muy pequeñas, pero también puede servir para hacerlos menos visibles en un hábitat (Kleiman y Eisenberg, 1973; van de Kerk *et al.*, 2013). Sin embargo, la naturaleza arbórea de muchos felinos puede haber aumentado la variedad de presas disponibles para ellos (en relación con los cánidos), ya que ellos también se alimentan de aves terrestres y que anidan en los árboles (Leopold, 1959).

En algunas áreas o durante períodos de menor abundancia de presas la competencia puede jugar un papel más importante debido a que las densidades poblacionales más bajas de presas pueden resultar en una tolerancia menor entre felinos y cánidos (Garrote y Pérez de Ayala, 2019). En consecuencia, las interacciones interespecíficas pueden cambiar provocando una mayor competencia de interferencia (Creel, 2001). Esto también sucede cuando los felinos y cánidos se encuentran en ambientes semiáridos y aumenta la competencia de interferencia por recursos limitados, como el agua superficial, con lo cual se espera que se afecte su comportamiento (Paúl *et al.*, 2020).

La interferencia podría tener el potencial de afectar el crecimiento de una población de una manera dependiente de la densidad inversa del competidor y, por lo tanto, también reducir el crecimiento de la población a densidades bajas, aumentando así las probabilidades de extinción (Linnell y Strand, 2000). La evitación temporal y espacial son ejes importantes para reducir la interferencia (Carothers y Jaksic, 1984), ya que actúan reduciendo la superposición de recursos (Kronfeld-Schor y Dayan 1999). Un ejemplo es el estudio de Arjo y Pletscher (1999) en el cual documentaron la competencia por interferencia entre coyotes y lobos en Montana EE.UU, en donde se presentaron registros de lobos matando coyotes, además de un aumento de la partición temporal y cambios en el comportamiento del coyote. La mayoría de los coyotes mantenían una distancia de separación aleatoria de los lobos; solían estar solos o en parejas y se alimentaban de lagomorfos y vegetación antes de que llegaran los lobos. También se ha encontrado que el estatus social en los cánidos puede interactuar con otros comportamientos para influir significativamente en las interacciones de este grupo (Gese, 2001).

La distribución de cánidos y felinos sugiere que los bosques tropicales favorecen la diversidad dentro de la familia Felidae, especialmente en el sureste de Asia y Sudamérica, mientras que los cánidos son más diversos en comparación con los felinos en los biomas abiertos y boscosos de latitudes altas, por ejemplo, la tundra alpina y los bosques boreales (Kleiman y Eisenberg, 1973). Dada la naturaleza complicada de las interacciones entre estos carnívoros, es probable que

su coexistencia dependa de una combinación de mecanismos de aislamiento (Kozłowski *et al.*, 2008).

### Uso de fototrampeo en los Estudios de Interacciones

Recientemente, los importantes avances en tecnología han permitido estudiar las poblaciones silvestres utilizando cámaras remotas (trampas-cámara) (Karanth 1995; Trolle y Kery, 2003; Kelly y Holub, 2008; Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013; Hernández-Sánchez *et al.*, 2017; Silva-Magaña y Santos-Moreno, 2020). El fototrampeo es un método no invasivo (Rovero y Zimmermann, 2016) que ha adquirido una gran importancia debido a su empleo en situaciones donde la presencia del observador puede interferir en los resultados. Proporciona mayor cantidad de registros (Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015) causando un mínimo de perturbación para los animales de estudio y por tanto no altera su comportamiento (Rovero y Zimmermann, 2016).

El uso de trampas cámara se ha vuelto una herramienta fundamental para monitorear especies a nivel mundial y puede proveer valiosa información en cuanto a la determinación de ámbitos de hogar, patrones de actividad diarios y estacionales y dinámicas poblacionales (Di Bitetti *et al.*, 2006; Palomo-Muñoz *et al.*, 2014). Aunque este método es costoso, permite recopilar datos intensivos y prolongados de áreas grandes y remotas, por lo tanto, se ha usado para caracterizar poblaciones de diversas especies de mamíferos raros o evasivos (Rovero y Zimmermann, 2016). Por no ser intrusivo, permite abarcar grandes extensiones de terreno, identificar individuos que posean patrones de manchas o franjas y, sobre todo, fotocapturar animales crípticos (Palomo-Muñoz *et al.*, 2014), bajo este sentido se pueden utilizar modelos de captura-recaptura para estimar la densidad poblacional (Trolle y Kery 2003), principalmente para aquellas especies con patrones de marcas naturales (Hernández-Sánchez *et al.*, 2017). Sin embargo, no todas las especies tienen un patrón distintivo, por lo cual este método está restringido a especies que las presentan (manchas o rallas) individualmente únicas (Trolle y Kery 2003).

## Modelos Demográficos para la Estimación de Parámetros Demográficos

Estimar la densidad de grandes mamíferos es un desafío (McDonald y Thompson, 2004). En algunas circunstancias se sugiere utilizar las inferencias sobre la proporción de sitios ocupados por individuos de una población (Gómez-Valencia y Montenegro, 2016). Estas se basan en datos de presencia-ausencia en unidades de muestreo y la detección imperfecta (MacKenzie y Nichols, 2004; MacKenzie et al., 2006). Los Modelos de Ocupación son una alternativa eficiente para la evaluación de los cambios en el estado de las poblaciones. Consideran la detectabilidad de la especie para generar estimadores exactos y precisos. (Royle & Nichols 2003; MacKenzie et al., 2006). A partir de estos modelos, se pueden estimar la probabilidad de ocupación ( $\Psi$ ) y de detección ( $p$ ), a partir de historiales de detección/no-detección ( $h_i$ ), que son obtenidos mediante el muestreo repetitivo ( $j$  muestreos, donde  $j = 1, 2, \dots, K$ ) de  $S$  unidades o sitios de muestreo  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, S$ ) (Royle y Nichols, 2003; MacKenzie *et al.*, 2006).

El Modelo de Ocupación de Royle y Nichols estima el tamaño de la población a partir de datos de presencia/ausencia replicados temporalmente en varios sitios de muestreo. Este modelo asume que la heterogeneidad en la probabilidad de detección entre sitios se debe a la heterogeneidad en la abundancia (más individuos conduce a una mayor probabilidad de detectar a la especie en el sitio). Los datos de entrada para este modelo son la presencia/ausencia (1/0) de la especie en cada sitio de muestreo (Royle y Nichols, 2003).

Este modelo proporciona estimadores de los parámetros  $\lambda$  y  $r$ , definidos como la densidad de población promedio por sitio y la probabilidad de detección, respectivamente. La probabilidad de ocupación ( $\Psi$ ) es un parámetro derivado que se estima como  $\psi = 1 - e^{-\lambda}$  (Royle y Nichols, 2003).

### Patrones de Actividad

Los patrones de actividad de una especie están regulados internamente por un reloj endógeno (Halle, 2000). Son respuestas adaptativas determinadas por

características intrínsecas como fisiología y comportamiento. Y por factores externos como distribución y abundancia de recursos (Fragaszy *et al.*, 2004).

Los patrones de actividad son un aspecto importante de la historia natural y evolutiva de los mamíferos (Curtis y Rasmussen, 2006; Tattersall, 2006). Han evolucionado para adaptarse a la estructura del entorno (Kronfeld-Schor y Dayan, 2003). Los mamíferos muestran una gran variedad de patrones, diurnos, nocturnos, crepusculares y catemerales (Curtis y Rasmussen, 2006; Tattersall, 2006). La mayoría de los mamíferos exhiben un conjunto de características morfológicas, fisiológicas y adaptaciones de comportamientos (alimentación, interacciones sociales, etc.) para sus periodos de actividad y de reposo (Halle, 2006; Bray *et al.*, 2017).

Los patrones de actividad están relacionados directamente con los ritmos circadianos, ellos son los que permiten que un animal anticipe los cambios ambientales y elija el momento adecuado para una respuesta o para una actividad determinada (Aronson *et al.*, 1993). Los ritmos circadianos utilizan parámetros como temperatura corporal, actividad enzimática, sensibilidad de fotorreceptores y el almacenamiento o la movilización de reservas de energía para ajustarse antes de que se produzcan un cambio ambiental (Kronfeld-Schor y Dayan, 2003).

## Interacciones Espaciales

Uno de los puntos que aborda la ecología es el patrón de coexistencia entre las especies y sus causas. En teoría, dos especies semejantes en forma y que utilizan recursos similares, no pueden existir en un mismo espacio por mucho tiempo sin ejercer una competencia fuerte entre ambas (Krebs, 2009; Morin, 2011).

La coexistencia ha sido evaluada en diversos estudios mediante Modelos de Ocupación ( $\psi$ ) (Mackenzie *et al.*, 2006), que adicionalmente incluyen la probabilidad de detección ( $p$ ) (Di Bitetti *et al.*, 2010; Zaccagnini *et al.*, 2010; Rivera-Rivera *et al.*, 2012; Isasi-Catalá *et al.*, 2016; Mena *et al.*, 2016). Los Modelos de Ocupación se han aplicado a la investigación de los niveles de co-ocurrencia entre especies félicas



(Di Bitetti *et al.*, 2010, Sollmann *et al.*, 2012; Pérez-Irineo, 2014; Massara *et al.*, 2017; Silva-Magaña y Santos-Moreno, 2020).

Los Modelos de Co-ocurrencia son usados cuando el objetivo es determinar si dos especies ocupan un lugar (Mackenzie *et al.*, 2004). Con estos modelos también se puede evaluar si la probabilidad de detección de una especie cambia en presencia de otra. Estos modelos son útiles para comparar la co-ocurrencia entre depredadores y presas, o entre mesodepredadores. Los modelos asumen que una de las dos especies actúa como dominante (especie A) y la otra como subordinada (especie B) define 9 probabilidades condicionales que constituyen los parámetros básicos del modelo (Tabla 1) (Mackenzie *et al.*, 2006).

**Tabla 1** Descripción de los parámetros que incluyen los Modelos de Co-ocurrencia.

---

$\Psi^{AB}$	Probabilidad de que ambas especies estén presentes.
$\Psi^A$	Probabilidad de ocupación de la especie A, independientemente de la ocupación de la especie B.
$\Psi^B$	Probabilidad de ocupación de la especie B, independientemente de la ocupación de la especie A.
$P_j^A$	Probabilidad de detectar la especie A durante el muestreo j, dado que solo la especie A está presente.
$P_j^B$	Probabilidad de detectar la especie B durante el muestreo j, dado que solo la especie B está presente.
$r_j^{AB}$	Probabilidad de detectar ambas especies durante el muestreo j, dado que ambas especies están presentes.
$r_j^{Ab}$	Probabilidad de detectar la especie A, pero no B, durante el muestreo j, dado que ambas especies están presentes.
$r_j^{aB}$	Probabilidad de detección de la especie B, pero no A, durante el muestreo j, dado que ambas especies estén presentes.
$r_j^{ab}$	Probabilidad de no detectar ninguna especie durante el muestreo j, dado que ambas especies estén presentes; $= 1 - r_j^{AB} - r_j^{Ab} - r_j^{aB}$

---

Fuente: Mackenzie *et al.*, 2004.

## Covariables

Las covariables son variables cuantitativas, que reciben el nombre de covariables o variables concomitantes (Lara, 2000). Son características o mediciones que no dependen de los tratamientos (variables independientes), pero que están relacionadas con la medición de interés (variable dependiente) (Badii *et al.*, 2008). Tienen efecto o influencia sobre lo que estamos estudiando, pero no se deben al tratamiento (Amón, 2006). Cuantas más covariables, menos variabilidad tendrán los datos, y más potencia estadística tendrá la prueba. La potencia estadística es la probabilidad de que una prueba identifique correctamente el impacto que tiene un tratamiento (Ferguson, 1989).

## ANTECEDENTES

En México habitan seis de las doce especies de felinos presentes en el continente americano: lince (*Lynx rufus*), puma (*Puma concolor*), jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo o margay (*Leopardus wiedii*) y jaguar (*Panthera onca*) (Ceballos *et al.*, 2010). Los Cánidos están representados por cuatro especies: la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el coyote (*Canis latrans*), La zorra del desierto (*Vulpes macrotis*) y el lobo (*Canis lupus*), que tuvo una amplia distribución y se encuentra extinto en estado natural (Ceballos, 2005). Adicionalmente a estas especies silvestres se ha incluido al perro doméstico (*Canis lupus familiaris*) pues tiene una importante presencia en varias reservas naturales, en donde es catalogado como fauna feral.

A nivel mundial son pocos los estudios que detallan las interacciones que se presentan entre los felinos y los cánidos (Vahl *et al.*, 2005; Garrote y Pérez de Ayala, 2019). Sin embargo, podemos encontrar estudios que se enfocan en la coexistencia de estos depredadores (Rosenzweig, 1966; Murray *et al.*, 1995; Palomares y Caro, 1999; Linnell y Strand, 2000; Davis *et al.*, 2010; Di Bitetti *et al.*, 2010) sus sistemas sociales en diferentes hábitats (Kleiman y Eisenberg, 1973; Hernández-Sánchez *et al.*, 2017) y como la evolución ha modificado su comportamiento (Dayan y Simberloff, 1996; Kok y Nel, 2004; Morales-Mejía y Arroyo-Cabrales, 2012).

La mayoría de las investigaciones para estas especies se centran en un solo grupo, por ejemplo, los cánidos, en los que se ha estudiado la ecología del grupo (Murie, 1941; Gese, 2001), la competencia intragremio (Van Valkenburgh, 1991; Arjo y Pletscher, 1999; Atwood y Gese, 2008; Kozłowski *et al.*, 2008; Paúl *et al.*, 2020) y su comportamiento social (Boitani y Ciucci, 1995; Atwood y Gese, 2008). En el caso de los felinos se ha estudiado su co-existencia (Pérez-Irineo, 2014) sus funciones ecológicas (Kitchener *et al.*, 2010) y los aspectos ecológicos para algunas especies (Tigre; Karanth, 1995; Ocelote: Massara *et al.*, 2001; De Oliveira *et al.*, 2010).

La competencia directa de estos dos grandes grupos con los perros ferales ha sido documentada desde hace tiempo, estudiando su comportamiento como depredadores y presas (Butler *et al.*, 2004), las enfermedades que pueden transmitir a las especies nativas (De Almeida *et al.*, 2010), el comportamiento y la competencia con los canidos nativos (Meek, 1999; Mitchell y Banks, 2005), así como la competencia intragremio (Tamim-Vanak y Gompper, 2009).

En un análisis detallado de trabajos publicados en México, se muestra que las familias más estudiadas son Canidae y Felidae, con esfuerzos de investigación concentrados en *C. latrans* y felinos de talla grande como *Panthera onca* y *Puma concolor* (Hernández, 2016). Sin embargo, las investigaciones que hay acerca de las interacciones ecológicas entre estos dos grupos son insuficientes. Se han desarrollado diversas investigaciones en reservas naturales (Parques Nacionales) en las cuales se ha documentado la presencia de ambos grupos de carnívoros (García-Aguilar, 2012; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015).

En el estado de Oaxaca, en El Parque Nacional Huatulco, Hernández en el 2002 registró a *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Herpailurus yagouaroundi* y *Leopardus wiedii*, Lira-Torres *et al.*, en el 2008 documentó a *L. pardalis* y *Puma concolor*, finalmente en el 2019 Guzmán adicionó a *Canis lupus familiaris* y documentó una notable ausencia de canidos nativos.

## LITERATURA CITADA

- Álvarez-Romero, J., Medellín, R., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H. y Sánchez, O. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F., 518 pp.
- Álvarez, T. 1965. Catálogo paleomastozoológico mexicano. Departamento de Prehistoria, Instituto Nacional de Antropología e Historia. Publicaciones, 17: 1-70.
- Amón, J. 2006. Estadística para psicólogos II: Probabilidad, Estadística inferencial. Madrid: Pirámide. España, 266 pp.
- Arjo, W. M. y Pletscher, D. H. 1999. *Behavioral responses of coyotes to wolf recolonization in northwestern Montana*. Canadian Journal of Zoology, 77 (12): 1919-27.
- Aronson, B. D., Bell-Pedersen, D., Block, G. D., Bos, N. P. y Dunlap, J. C. 1993. *Circadian rhythms*. Brain Research Reviews, 18: 315-33.
- Atwood, T. C. y Gese, E. M. 2008. *Coyotes and recolonizing wolves: social rank mediante risk-conditional behaviour at ungulate carcasses*. Animal Behaviour, 75: 753-762.
- Badii, M. H., Castillo, J. y Wong, A. 2008. Uso de Análisis de Covarianza (ANCOVA) en investigación científica. Innovaciones de Negocios, 5 (1): 25 - 38.
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom. 738 pp.
- Boitani, L., y Ciucci, P. 1995. *Comparative social ecology of feral dogs and wolves*. Ethology Ecology & Evolution, 7: 49-72.
- Bray, J., Samson, D. R., y Nunn, C. L. 2017. *Activity patterns in seven captive lemur species: Evidence of cathemerality in Varecia and Lemur catta?*. American Journal of Primatology, 79.
- Buenrostro-Silva, A., Sigüenza, P. D. y García-Grajales, J. 2015. Mamíferos carnívoros del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México:

riqueza, abundancia y patrones de actividad. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*, 5 (2): 39-54.

Buskirk, S. W., y Zielinski, W. J. 2003. *Small and mid-sized carnivores*. pp. 207-249 in *Mammal community dynamics. Management and conservation in the coniferous forests of western North America* (C. Zabel and R. G. Anthony, editors). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Butler, J. R. A., du Toit, J. T. y Bingham, J. 2004. *Free-ranging domestic dogs (Canis familiaris) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores*. *Biological Conservation*, 115: 369-378.

Carothers, J. H. y Jaksic, F. M. 1984. *Time as a niche difference: the role of interference competition*. *Oikos*, 42: 403-406.

Ceballos, G. 2005. Orden Carnivora. pp. 348-425, en: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos. G. y G. Oliva, coord.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica, México.

Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J., Medellín, R. A. y Domínguez-Castellanos, Y. 2005. Lista actualizada de los mamíferos de México. *Revista de Mastozoología*, 9: 21-71.

Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J., Medellín, R. A., Medrano-González, L. y Oliva, G. 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. pp. 21-66, en: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos. G. y G. Oliva, coord.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica, México.

Ceballos, G y List, R. 2010. Los Felinos: maravillas de la evolución pp. 131-146, en: *Los Felinos de América cazadores sorprendentes* (Ceballos. G.; List. R.; Medellín. R.; Bonacic. C.; Pacheco. J. & Ehrlich. P. R.). Grupo Cars, México D.F. pp. 1303.

Ceballos, G., List, R., Medellín, R., Bonacic, C., y Pacheco, J. 2010. Los felinos de américa. *Cazadores sorprendentes*. México: TELMEX.

Clavijo, A. y Ramírez, G. F. 2009. Taxonomía, distribución y estado de conservación de los felinos suramericanos: revisión monográfica. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural*. 13 (2): 43-60.

- Creel, S. 2001. *Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs*. Conservation Biology, 15: 271-274.
- Curtis, D. J., y Rasmussen, M. A. 2006. *The evolution of cathemerality in primates and other mammals: a comparative and chronoecological approach*. Folia Primatológica, 77: 178-193.
- Dalerum, F., Cameron, E. Z., Kunkel, K., y Somers, M. J. 2009. *Diversity and depletions in continental carnivore guilds: implications for prioritizing global carnivore conservation*. Biology Letters, 5:35-38.
- Daszak, P., Cunningham, A. A. y Hyatt, A. D. 2000. *Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health*. Science, 287: 443-449.
- Davis, M. L., Kelly, M. J., y Stauffer, D. F. 2010. *Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize*. Animal Conservation, pp.1-10.
- Dayan, T. y Simberloff, D. 1996. *Patterns of size separation in carnivore communities*. Carnivore behaviour, ecology and evolution (ed. by J.L. Gittleman), pp. 243-266. Cornell University Press, London.
- De Almeida, C. N. H., Soriano, A. A., Souza, C. F., Portela, L. Z. I., Solange, M. G., Vianna, M. M. F., Ramos, S. J. C. y Aparecida, T. S. 2010. *Wild canids, domestic dogs and their pathogens in Southeast Brazil: disease threats for canid conservation*. Biodiversity and Conservation, 19: 3513-3524.
- De Oliveira, T. G., Tortato, M. A., Silveira, L., Kasper, C. B., Mazim, F. D., Lucherini, M., Jácomo, A. T., Soares, J. B., Marquez, R. V., y Sunquist, M. 2010. *Ocelot ecology and its effect on the small-Felid guild in the lowland neotropics*. In D. W. Macdonald and A. J. Loveridge (Eds.). Biology and conservation of wild Felids, pp. 559-596. Oxford University, New York, EE.UU.
- Del Rio-García, I. N., Espinoza-Ramírez, M. K., Luna-Krauletz, M. D. y López-Hernández, N. U. 2014. *Diversidad, distribución y abundancia de mamíferos en Santiago Comaltepec, Oaxaca, México*. Agroproductividad, 7 (5): 17-23.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A. y De Angelo, C. 2006. *Densidade, uso de habitats e padrões de atividade de jaguatiricas (Leopardus pardalis) na Mata Atlântica de Misiones, Argentina*. Journal of Zoology, 270: 153-163.



- Di Bitetti, M. S., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., y Paviolo, A. 2010. *Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage*. *Acta Oecologica*, 36: 403-412.
- Emmons, L. H. 1999. *Neotropical Rainforest Mammals, a Field guide*. Second edition. The University of Chicago Press. Chicago. 307 pp.
- Espinoza, M. E., Cruz, A. E., Lira, T. I., y Sánchez, I. 2004. Mamíferos de La Sepultura, Chiapas, México. *Revista De Biología Tropical*, 52 (1): 249-259.
- Fanshawe, J. H. y Fitzgibbon, C. D. 1993. *Factors influencing the hunting success of an African wild dog pack*. *Animal Behavior*, 45: 479-490.
- Ferguson, G. A. 1989. *Análisis estadístico en educación y psicología*. Madrid: Anaya.
- Fragaszy, D., Visalberghi, E., y Fedigan, I. 2004. *The complete capuchin, the Biology of the genus Cebus*. Cambridge University Press, Cambridge.
- García-Aguilar, M. C. 2012. Monitoreo de la población de perros ferales en la Isla de Cedros, Baja California, y las amenazas a la mastofauna nativa. *Acta Zoológica Mexicana nueva serie*, 28 (1): 37-48.
- Garrote, G. y Pérez de Ayala, R. 2019. *Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42 (2): 347-354.
- Gese, E. M. 2001. *Territorial defense by coyote (Canis latrans) in Yellowstone National Park, Wyoming: who, how, where, when, and why*. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 980-987.
- Gómez-Valencia, B. y Montenegro, O. 2016. ¿Densidad, abundancia relativa u ocupación del pecarí de collar? optimizando el esfuerzo de muestreo. *Mastozoología Neotropical*, 23(2): 543-550.
- Guzmán, P. H. M. 2019. Determinación de la abundancia relativa, distribución de indicios, patrones de actividad y composición de la dieta de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) en el Parque Nacional Huatulco. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Oaxaca. IPN. p.62.
- Halle, S. 2000. *Ecological relevance of daily activity patterns*. In *Activity Patterns in Small Mammals: An Ecological Approach*; Halle, S., Stenseth, N.C., Eds.; Springer: New York, NY, USA. Volume 141, pp. 67–90.

- Halle, S. 2006. *Polyphasic activity patterns in small mammals*. Folia Primatológica, 77: 15-26.
- Hernández, H. C., 2002. Mamíferos medianos del Parque Nacional Huatulco. Tesis de la Licenciatura en Biología. Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, UNAM, México.
- Hernández, S. A. 2016. Abundancia de Mesocarnívoros en dos tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Oaxaca. IPN. p.50.
- Hernández-Sánchez, A., Santos-Moreno, A., y Pérez-Irineo, G. 2017. *Abundance of mesocarnivores in two vegetation types in the Southeastern region of Mexico*. The Southwestern Naturalist, 62 (2): 101-108.
- Husseman, J. S., Murray, D.L., Power, G., Mack, C., Wenger, C. R., y Quigley, H. 2003. *Assessing differential prey selection patterns between two sympatric large carnivores*. OIKOS, 101: 591-601.
- Hutchinson, J., y Waser, P. 2007. *Use, misuse and extensions of "ideal gas" models of animal encounter*. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society, 82: 335-59.
- INE y SEMARNAP. 2000. Manejo de Felinos en cautiverio. Diseño y Publicidad Gráfica, S.A. de C.V. Tlalnepantla, Edo. De México. pp. 28.
- Isasi-Catalá, E., Acosta, J., Acnchante, A., Bianchi, G., Caro, J., Falconi, N., Maffei, L., Martínez, J. L. y Goldstein, I. 2016. Modelos de ocupación para el monitoreo de la efectividad de estrategias de conservación del área de conservación regional comunal Tamshiyacu Thuayo-ACRCTT, Loreto-Perú. Ecología Aplicada, 15 (2): 61-68.
- Jaksic, F., Marone, L., 2007. Ecología de comunidades. Segunda edición ampliada. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago.
- Karanth, K. U. 1995. *Estimating tiger Panthera tigris populations from cameratrap data using capture recapture models*. Biological Conservation, 71: 333-338.
- Karanth, K. U., Chundawat, R. S., Nichols, J. D. y Kumar, N. S. 2004. *Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling*. Animal Conservation, 7: 285-290.

- Kitchener, A., van Valkenburgh, B. y Yamaguchi, N. 2010. *Felid form and function*. Pp: 82-106. *In*: Macdonald, D. W. & A. J. Loveridge. (eds.). *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press. Oxford.
- Kleiman, D. G. y Eisenberg, J. F. 1973. *Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective*. *Animal Behaviour*, 21: 637-659.
- Kok, O. B. y Nel, J. A. J. 2004. *Convergence and divergence in prey of sympatric canids and felids: opportunism or phylogenetic constraint?*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 83: 527-538.
- Kozlowski, A. J., Gese, E. M. y Arjo, W. M. 2008. *Niche overlap and resource partitioning between sympatric kit foxes and coyotes in the great basin desert of western Utah*. *The American Midland Naturalist*, 160: 191-208.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. HarperCollins Publishers, Inc., New York, EU. 654 pp.
- Krebs, C. J. 2009. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Pearson Education, EE.UU.
- Kronfeld-Schor, N. y Dayan, T. 1999. *The dietary basis for temporal partitioning: Food habits of coexisting Acomys species*. *Oecologia*, 121 (1): 123-28.
- Kronfeld-Schor, N. y Dayan, T. 2003. *Partitioning of Time as an Ecological Resource. The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 153-181.
- Lara, P. A. M. 2000. *Diseño estadístico de experimentos, análisis de la varianza y temas relacionados: tratamiento informático mediante SPSS*. Ed.: Proyecto Sur.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., y Anderson, D. R. 1992. *Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animal: A unified approach with case studies*. *Ecological Monographs*, 62: 67-118.
- Leopold, S. A. 2000. Los mamíferos de caza y piel. pp. 365-600, *in*: *Fauna silvestre de México*. Editorial Pax México, México, D.F.
- Leopold, S. A. 2000. Los recursos faunísticos y su administración. pp. 15-126, *in*: *Fauna silvestre de México*. Editorial Pax México, México, D.F.
- Leopold, S. A. 1959. *Wildlife of Mexico*. Berkeley: University California Press.

- Levins, R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton: Princeton University Press.
- Lindenmayer, D. B., Lacy, R. C., y Viggers, K. L. 1998. *Modeling survival and capture probabilities of the mountain brushtail possum (Trichosurus caninus) in the forests of southeastern Australia using trap-recapture data*. Journal of Zoology, 245: 1-13.
- Linnell, J. D. C. y Strand, O. 2000. *Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores*. Diversity and Distributions, 6: 169-176.
- Lira, T. I., Mora, L., Camacho, E. A. M. y Galindo, A. E. 2005. Mastofauna del Cerro de la Tuza, Oaxaca. Revista Mexicana de Mastozoología, 9: 6-20.
- Lira-Torres, I., Camacho-Escobar, M. A. y Hernández-Santiago, C. 2008. Mamíferos de la Bahía y Micro-Cuenca del Río Cacaluta, municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca. Pp. 267-280. In: Diagnóstico de los Recursos Naturales de la Bahía y Micro-Cuenca de Cacaluta, Municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca (Domínguez-Licona. J. M, ed.). Universidad del Mar, Huatulco.
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L., y Nichols, J. D. 2004. *Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly*. Journal Animal Ecology, 73: 546–555.
- Mackenzie, D., Nichols, J., Royle, A., Pollock, K., Bailey, L., y Hines, J. 2006. *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press, Oxford. UK.
- McDonald, L. L. y Thompson, W. L. 2004. *Sampling rare populations*. Pp. 11-42, en: Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. (W. Thompson, ed.). Island Press, Washington.
- Massara, R. L., de Oliveira, P. A. M., Bailey, L. L., Doherty, P. F., Hirsch, A., y Chiarello, A. G. 2017. *Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves*. BIOTROPICA, 0(0): 1-10.
- Meek, P. D. 1999. *The movement, roaming behaviour, and homerange of free-roaming domestic dogs, Canis lupus familiaris, in coastal New South Wales*. Wildlife Research, 26: 847-860.

- Mellink, Eric. 1992. *The status of Neotoma anthonyi (Rodentia, Muridae, Cricetinae) of Todos Santos Islands, Baja California, Mexico*. Bulletin of the Southern California Academy of Science, 91(3): 137-140.
- Mena, J. L., Alfonso, Z. H. A., Villacorta, P. M. y Sonia, S. 2016. Capítulo 11 Estimación de la riqueza de mamíferos y aves terrestres de la cuenca alta del río La Novia, Purús a través de modelos de ocupación. In: Mena, J. L. y Germaná, C. (Eds.). Diversidad biológica del sudeste de la Amazonía Peruana: avances en la investigación. Consorcio Purús-Manu: WWF, CARE Perú, ProNaturaleza, ProPurús, Sociedad Zoológica de Fráncfort, ORAU. Lima.
- Mills, M. G. L. y Gorman, M. L. 1997. *Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park*. Conservation Biology, 11: 1397-1406.
- Mitchell, B., y Banks, P. B. 2005. *Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlap in the Greater Blue Mountains region of New South Wales*. Austral Ecology, 30: 582-591.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios, V. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. Revista de Biología Tropical, 59: 373-383.
- Morales-Mejía, F. M., y Arroyo-Cabrales, J. 2012. Estudio comparativo de algunos elementos de las extremidades de las familias Felidae y Canidae (Mammalia, Carnivora). TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas, 15(2): 75-84.
- Morin, P. J. 2011. *Community Ecology*. Wiley-Blackwell, Malasia.
- Murie, A. 1941. *Ecology of the coyote in the Yellowstone*. U.S. Dept. of Interior, National Park Service. Fauna Series, 4.
- Nicholson, A. J. 1954. *An outline of the dynamics of animal populations*. Australian Journal of Zoology, 2: 9-65.
- Nowak, M. R. 1999. *Class Mammalia*. pp. 1-6, in: Walker's Mammals of the World 6<sup>a</sup> ed. The John Hopkins University Press, Baltimore.

- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., y Anderson, D. R. 1978. *Statistical Inference from capture data on closed animal populations*. Wildlife Monographs, 62: 1-135.
- Palomo-Muñoz, G., García-Anleu, R., Ponce-Santizo, G. y Moreira-Ramírez, J. F. 2014. Abundancia, densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) utilizando trampas cámara en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Petén, Guatemala. *Revista de la Universidad del Valle de Guatemala*, 29 (39): 39-46.
- Paúl, M. J., Layna, J. F., Monterroso, P. y Álvares, F. 2020. *Resource Partitioning of Sympatric African Wolves (Canis lupaster) and Side-Striped Jackals (Canis adustus) in an Arid Environment from West Africa*. *Diversity*, 12 (477): 1-12.
- Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A. 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *THERYA*, 4(3): 551-564.
- Pérez-Irineo, G., y Santos-Moreno, A. 2014. *Density, distribution, and activity of the ocelot Leopardus pardalis (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests*. *Revista de Biología Tropical*, 62: 1421-1432.
- Rivera-Rivera, E., Enríquez, P. L., Flamenco-Sandoval, A. y Rangel-Salazar, J. L. 2012. Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (Strigidae) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 742-752.
- Rojas, M. A. E., y Moreno, O. C. E. 2014. Los servicios ambientales que generan los mamíferos silvestres. *Pädi Boletín Científico De Ciencias Básicas e Ingenierías Del ICBI*, 2 (3).
- Rosenzweig, M. L. 1966. *Community structure in sympatric carnivora*. *Journal of Mammalogy*, 47 (4): 602-612.
- Rovero, F. y Zimmermann, F. 2016. *Camera trapping for wildlife research*. Exeter: Pelagic Publishing, UK. pp 293.
- Rowcliffe, M., Field, J., Turvey, S. y Carbone, C. 2008. *Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition*. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228-1236.
- Royle, J. y Nichols, J. 2003. *Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts*. *Ecology*, 84: 777-790.

- Santos-Moreno, A. y Pérez-Irineo, G. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya*, 4 (1): 89-98.
- SEMARNAT. 2016. Capítulo 4 Biodiversidad, pp. 191-258. In: SEMARNAT. Informe de la situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde. México.
- Silva-Magaña, N. y Santos-Moreno, A. 2020. El efecto pardalis: su variación espacial y temporal. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91: 1-12.
- Silvestro, D., Antonellia, A., Salamin, N. y Quentale, T. B. 2015. *The role of clade competition in the diversification of North American canids*. PNAS Early Edition.
- Smith, D. W., Peterson, R. O. y Houston, D. H. 2003. *Yellowstone after wolves*. *Bioscience*, 53: 330-340.
- Sollmann, R. M., Malzoni-Furtado, H., Hofer, A. T., Jácomo, A., Mundim-Tôrres, N. y Silveira, L. 2012. *Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil*. *Mammalian Biology*, 77: 41-46.
- Tamim-Vanak, A. y Gompper, E. M. 2009. *Dogs Canis familiaris as carnivores: their role and function in intraguild competition*. *Mammal Review*, 39 (4): 265-283.
- Tattersall, I. 2006. *The concept of cathemerality: history and definition*. *Folia Primatológica*, 77: 7-14.
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J. y Wardle, D. A. 2008. *Global change and species interactions in terrestrial ecosystems*. *Ecology Letters*, 11: 1351-1363.
- Trolle, M. y Kéry, M. 2003. *Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data*. *Journal of Mammalogy*, 84: 607-614.
- Vahl, W. K., Van Der Meer, J., Weissing, F. J., Van, D. y Piersma, D. T. 2005. *The mechanisms of interference competition: Two experiments on foraging waders*. *Behavioral Ecology*, 16(5): 845-855.

- Van de Kerk, M., de Kroon, H., Conde, D. A. y Jongejans, E. 2013. *Carnivora Population Dynamics Are as Slow and as Fast as Those of Other Mammals: Implications for Their Conservation*. PLoS ONE, 8 (8): 1-9.
- Van Valkenburgh, B. 1989. *Carnivore dental adaptations and diet: a study of trophic diversity within guilds*. pp. 410-436 in *Carnivore, behavior, ecology, and evolution* (Gittleman, J.L., ed.). Cornell University Press. Nueva York, EE.UU.
- Van Valkenburgh, B. 1991. *Iterative evolution of hypercarnivory in canids (Mammalia: Carnivora): evolutionary interactions among sympatric predators*. *Paleobiology*, 17: 340-362.
- Wallace, B. R., Alfaro, F., Sainz, L., Ríos-Uzeda, B. y Noss, A. 2009. Canidae. pp. 369-400, en: *Distribución, Ecología y Conservación de los Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia* (Wallace. R., Gómez. B. R. y Porcel, R. Z, Eds.) 1ª ed. Centro de Ecología Difusión, Fundación Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia.
- Wang, X. y Tedford, R. H. 2008. *Dogs Their fossil Relatives and Evolutionary History*. Columbia University Press. Nueva York. 219 p.
- Zaccagnini, M. E., Thompson, J. J., Bernardos, J., Calamari, N., Goijman, A. y Canavelli, S. 2010. Riqueza, Ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la Tierra y la productividad de los Agroecosistemas: un ejemplo en la Ecorregión Pampeana. In: *Lattera. P., Jobbagy, E. G, Paruelo. J. M. (Eds). Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA, pp: 185- 219.
- Zar, J. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. Nueva Jersey, EE.UU



## CAPÍTULO II

### INTERACCIONES ECOLÓGICAS ENTRE FELINOS Y CÁNIDOS EN EL PARQUE NACIONAL HUATULCO, OAXACA, MÉXICO

Los cánidos y felinos han evolucionado sus estrategias y adaptaciones para capturar y consumir a sus presas (Kok y Nel, 2004), por lo que hoy difieren tanto en morfología como en comportamiento. Como resultado, cuando ambos grupos coexisten el primero tiende a tener un comportamiento más oportunista (Kok y Nel, 2004), mientras que el segundo se concentra más en vertebrados terrestres (Kok y Nel, 2004). Dentro de estos carnívoros hay interacciones complejas, como la explotación de los recursos y las interacciones de interferencia interespecífica (Palomares y Caro, 1999). Estos tipos de interacciones tienen como resultado cambios en la población de una especie carnívora que puede conducir a la liberación o supresión de mesopredadores (Linnell y Strand, 2000).

El conocer las interacciones interespecíficas es esencial en la conservación de las especies y ecosistemas ya que permite interpretar las relaciones de alimentación y comportamiento, así como la coexistencia entre especies. Este conocimiento es vital en el manejo y conservación de especies en reservas como parques nacionales, reservas de la biosfera, santuarios y refugios de fauna silvestre (Ceballos *et al.*, 2002). En Oaxaca, México, el Parque Nacional Huatulco (PNH) representa una importante reserva genética de especies vegetales y animales (CONANP, 2003). En el PNH se encuentra uno de los pocos remanentes de selva baja caducifolia en buen estado de conservación del país, que alberga una elevada biodiversidad de flora y fauna (CONANP, 2003).

Este tipo de ecosistemas se encuentra amenazado a nivel mundial, por lo cual realizar estudios de monitoreo es una herramienta muy útil debido a que las áreas naturales protegidas requieren de un monitoreo constante para garantizar la efectividad del área. Por ello, los objetivos de este estudio son caracterizar las interacciones ecológicas entre felinos y cánidos mediante foto-trampeo en el PNH, determinar la abundancia de ambos grupos de especies, así como su variación

temporal; caracterizar sus patrones de actividad y su variación espacial; determinar sus patrones de co-ocurrencia y su variación temporal; y finalmente conocer su distribución espacial dentro del PNH.

Es importante señalar que en el PNH se ha reportado la presencia de *Canis lupus familiaris* (perro doméstico) (Guzmán, 2019). Se ha comprobado que cuando esta especie logra ocupar una reserva natural desplaza a los cánidos nativos y modifica sus patrones espaciales y temporales, inclusive logra competir con grandes felinos (Tamim y Gompper, 2009). Si esto sucede en el Parque Nacional Huatulco, se espera que los patrones de actividad de los cánidos y felinos silvestres se verán afectados, así como sus patrones espaciales, con el fin de evitar la competencia directa con esta especie y las posibles agresiones que llevan a la declinación de la densidad poblacional de estas especies ya que los perros ferales cazan en manada y esto pone en desventaja a las especies nativas solitarias.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio.*

El PNH se sitúa entre las coordenadas geográficas 15°39'12" y 15°47'10" Norte y 96°06'30" y 96°15'00" Oeste. Ocupa el plano costero, las estribaciones de la Sierra Madre del Sur y la plataforma continental correspondiente. La parte terrestre pertenece al municipio de Santa María Huatulco, del estado de Oaxaca (CONANP, 2003) (Figura 1). El PNH presenta elementos naturales que le confieren alta importancia para la conservación a nivel nacional e internacional, como la presencia de ecosistemas de bosques tropicales secos o "selvas secas" y arrecifes coralinos. Forma parte del sistema natural que integra, junto con la región Copalita-Zimatán, una de las tres biorregiones más importantes del país con presencia predominante de selvas secas (CONANP, 2003).

La CONANP en 1966 identificó a la zona de Huatulco como área clave en el mapa de la biodiversidad mexicana. En sentido similar, la UICN en el mismo año declaró a las selvas bajas caducifolias como uno de los ecosistemas prioritarios de

conservación, en la medida que a nivel mundial sólo el 0.009 % de éste se encuentra bajo un régimen de protección (INE, 1996; CONANP, 2003).

En la selva presente en el PNH el estrato arbóreo mide de cuatro a 12 m de altura, con pérdida de hojas durante un periodo de seis meses, aproximadamente. Los troncos de los árboles son generalmente cortos, torcidos y ramificados cerca de la base, o por lo menos en la mitad inferior.

Entre las especies arbóreas más comunes de la zona se encuentran: cuachalalate (*Amphipterygium adstringens* Schltl.), palo de arco (*Apoplanesia paniculata* C. Presl), papelillo (*Bursera simaruba* (L.) Sarg.), palo iguanero (*Caesalpinia eriostachys* Benth), pochote (*Ceiba aesculifolia* (Kunth) Britten y Baker f.), panicua (*Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng.), ciruelo (*Spondias purpurea* L.), *Comocladia engleriana* Loes., *Gyrocarpus jatrophiifolius* Domin, *Lonchocarpus constrictus* Kunth, *Guettarda elliptica* Spreng, *Lysiloma microphyllum* Benth, entre otras. No son comunes las trepadoras y epífitas, las cuales se restringen normalmente a aquellos lugares de resguardo de humedad como las cañadas y pequeños valles intermontanos. De estos organismos se pueden citar a: *Ipomoea bracteata* Wight, *Arrabidaea litoralis* Standl, *Cydista diversifolia* (Kunth) Miers y *Combretum fruticosum* (Loefl.) Stuntz. Una forma de vida interesante son las cactáceas columnares y candelabriformes (órganos), que imprimen un sello particular de alta calidad estética del paisaje (CONANP, 2003).

Las especies de vertebrados reportados para el PNH son: murciélagos frugívoros como *Artibeus lituratus*, *A. jamaicensis*, *Sturnira Liliom*, *Glossophaga soricina*, *Desmodus rotundus*; ardilla (*Sciurus aureogaster*), ratón de campo (*Liomys pictus*); rata jabalina (*Sigmodon mascotensis*); tlacuache (*Didelphis virginiana*); conejo (*Silvilagus floridanus*); mapache (*Procyon lotor*); tejón (*Nasua nasua*); tuza (*Orthogeomys grandis*); comadreja (*Mustela frenata*); armadillo (*Dasyopus novemcinctus*); zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*); coyote (*Canis latrans*); ocelote (*Leopardus pardalis*), jabalí (*Tayassu tajacu*), oso hormiguero (*Tamandua mexicana*); puma (*Puma concolor*); venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*); garrobo o iguana negra (*Ctenosaura pectinata*); iguana verde (*Iguana iguana*);

lagartijas escamosas (*Sceloporus siniferus* y *S. melanorhinus*) y serpientes (*Salvadora lemniscata*, *Oxybelis aeneus* y *Symphimus leucostomus*) (CONANP, 2003).

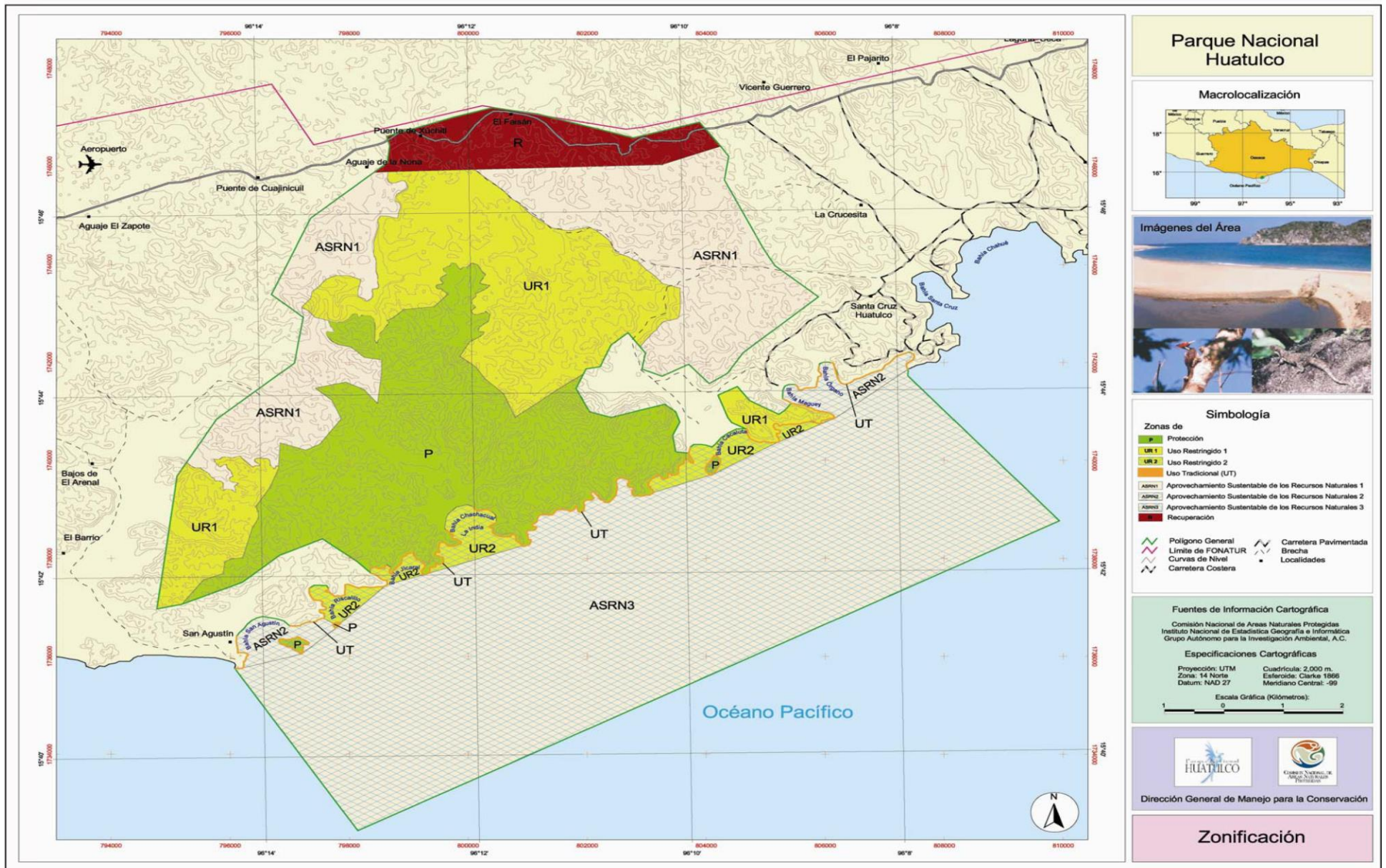
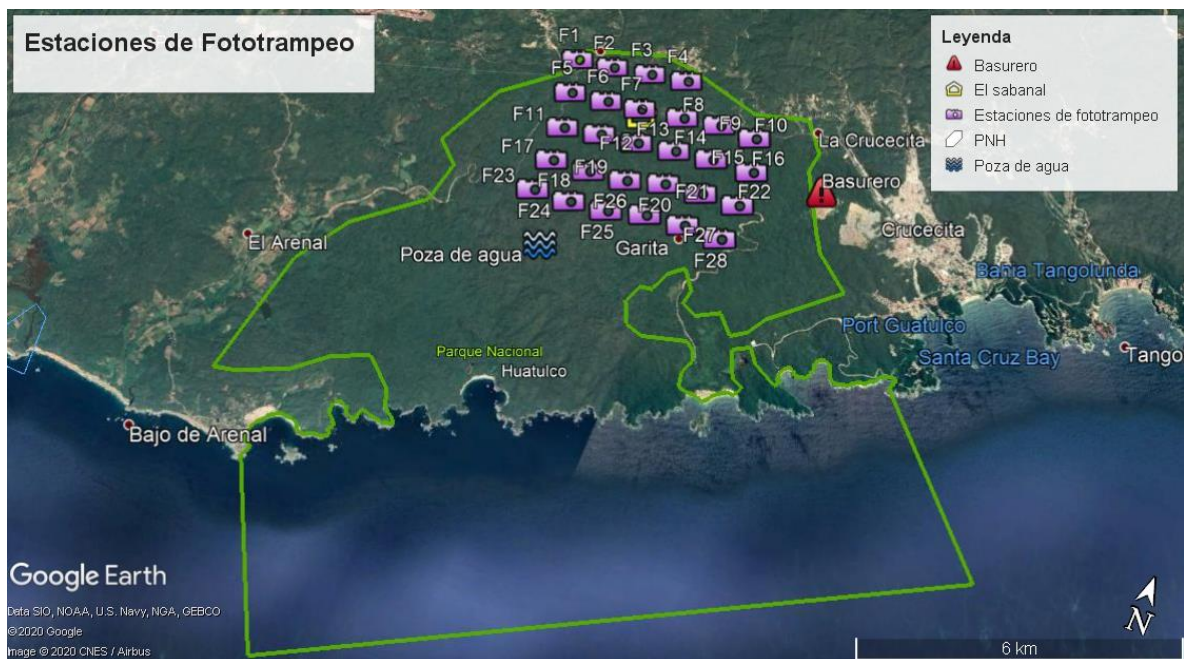


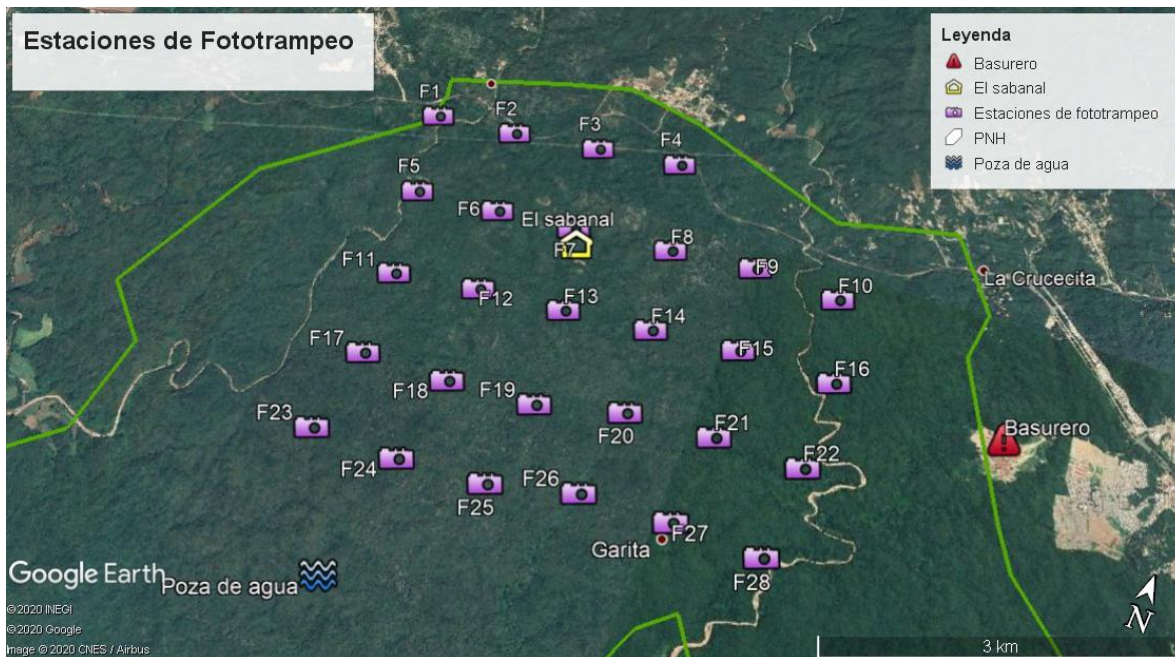
Figura 1 Polígono del Parque Nacional Huatulco



*Fase de campo.* Se realizó del mes de enero a diciembre de 2020. Los datos fueron obtenidos mediante el método de foto-trampeo. Se seleccionó el sitio de muestreo al azar para evitar sesgos. Se instaló un cuadrante con 28 estaciones dentro del PNH (Figura 2 y 3). La instalación se realizó sobre senderos y bordes de los cerros. Las fototruampas se aseguraron a los árboles con un cable de acero flexible, a una altura de 30 cm con una distancia aproximada de 800 metros entre trampas. Se instalaron de manera permanente y se configuraron para estar activas las 24 horas del día con un retraso entre fotografías de 10 segundos. La ubicación de las estaciones de trampeo fue georeferenciada con ayuda de un GPS Garmin Map 60 CS. Se realizaron visitas mensuales al sitio de estudio para la revisión de los dispositivos, intercambio de tarjetas de memoria, reemplazar pilas agotadas y trampas descompuestas.



**Figura 2** Ubicación de las estaciones de fototrampeo dentro del PNH



**Figura 3** Acercamiento de la vista de las estaciones de fototrampeo dentro del PNH.

**Fase de gabinete**— Se capturó la información contenida en las tarjetas de memoria en el software Excel. Se clasificaron en registros fotográficos independientes y fotografías nulas, para de esta forma generar la base de datos con toda la información asociada, como la hora, fecha, especie, fase lunar, temperatura, entre otros.

Se consideró como registro independiente a todas las fotografías pertenecientes a una especie o a un individuo reconocible dentro de un ciclo de 24 horas por estación de trampeo (Medellín *et al.*, 2006; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Hernández-Sánchez *et al.*, 2017).

**Reconocimiento e identificación de especies**-- Se reconocieron las diferentes especies de los félidos y cánidos que fueron registrados en las fototampas con base en sus características morfológicas (tamaño corporal, longitud de la cola, presencia o ausencia de rosetas, forma y coloración de rosetas o en su caso coloración corporal) de acuerdo con Aranda (2012) y Leopold (2000).

**Abundancia y densidad**-- se expresó como densidad poblacional, es decir, número de individuos por unidad de superficie (ind/km<sup>2</sup>). Para estimar la densidad

se utilizó el Modelo de Ocupación y Heterogeneidad en la detección (Royle y Nichols, 2003). Se construyeron historias de captura-recaptura (es decir, matrices de presencia-ausencia donde 1 mostraba el registro de una especie y 0 su ausencia). Cada mes fue considerado un periodo de muestreo. Se construyeron dos modelos: uno consideró la abundancia ( $\lambda$ ) y la probabilidad de detección ( $r$ ) constantes y uno más la abundancia ( $\lambda$ ) constante y la probabilidad de detección ( $r$ ) distinta a lo largo del periodo de muestreo (Tabla 2). La selección del mejor modelo se llevó a cabo por medio del quasi-Criterio de Información de Akaike (QAIC, Burnham & Anderson 2002). Para la construcción y análisis de los modelos se utilizó el programa PRESENCE (Hines, 2006).

Para cada especie se estimó el área efectiva de muestreo (AEM) que se calculó como el área de polígono convexo mínimo, área definida por todas las estaciones de trapeo más un tamaño de búfer. Todavía hay debate sobre el cálculo del tamaño del búfer para un muestreo eficaz (Maffei *et al.*, 2005; Trolle y Kéry, 2005; Dillon y Kelly, 2008; Maffei y Noss, 2008), sin embargo, se utilizó la distancia máxima media movida por las especies registradas en dos o más ocasiones (MMDM) debido a que  $\frac{1}{2}$ MMD tiende a generar una valoración poco precisa de la densidad cuando se trabaja en un área menor al área de actividad de la especie (Sollman *et al.*, 2012). La densidad se calculó como el número estimado de individuos por el modelo de heterogeneidad dividido por el AEM, y extrapolado al área terrestre total del PNH.

**Tabla 2** Descripción de los modelos de abundancia para félidos y cánidos en el PNH.  $\lambda$ : abundancia,  $r$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	DeltaAIC	AIC wgt	N.P.
<i>Leopardus pardalis</i>	$\lambda$ (.), $r$ (.)	117.6	0.00	0.9855	2
	$\lambda$ (.), $r$ (t)	126.04	8.44	0.0145	13
<i>Canis latrans</i>	$\lambda$ (.), $r$ (.)	83.22	0.00	0.9854	2
	$\lambda$ (.), $r$ (t)	91.64	8.42	0.0146	13
<i>Canis lupus familiaris</i>	$\lambda$ (.), $r$ (.)	69.92	0.00	0.9819	2
	$\lambda$ (.), $r$ (t)	77.91	7.99	0.0181	13



**Patrones de actividad**-- Se agruparon los registros independientes en intervalos de una hora dividiendo el día en 24 hrs. Las especies fueron clasificadas en diurnas, nocturnas o crepusculares con base en los periodos de tiempo o intervalos en los cuales hubiera máxima actividad. El crepúsculo se consideró de 6:00 a 8:00 y de 18:00 a 20:00, el día abarcó de 8:00 a 18:00 y la noche de 20:00 a 6:00 (Monroy-Vilchis, 2011; Pérez-Irineo, 2014).

Se comparó el patrón de actividad de las especies, por medio de técnicas de estadística circular (Romero-Muñoz *et al.*, 2010; Pérez-Irineo, 2014; Hernández-Sánchez *et al.*, 2017), con la prueba no paramétrica de Mardia-Watson-Wheeler (Zar, 1999; Pérez-Irineo, 2014).

**Interacciones espaciales**-- Las interacciones espaciales se analizaron mediante modelos de ocupación (*Multi season – Simple Multi Season*), así como la probabilidad de detección ( $\rho$ , probabilidad de que al menos un individuo de la especie  $x$  sea registrado, estando presente en un punto de muestreo) (Mackenzie *et al.*, 2006). Se elaboraron matrices de detección/no-detección de las especies registradas que se consideraron cada mes como una ocasión de muestreo.

Se construyeron modelos que consideraron si la probabilidad de detección ( $\rho$ ) variaba con el tiempo, expresado en estacionalidad del año ( $\psi \rho_{(temporadas)}$ ), si permaneció constante en todo el periodo de muestreo ( $\psi \rho$ ), o bien si es diferente a lo largo de todo el estudio ( $\psi \rho_{(t)}$ ); la selección del mejor modelo se llevó a cabo por medio del quasi-Criterio de Información de Akaike (QAIC, Burnham & Anderson 2002).

La probabilidad de ocupación ( $\psi$ ) se ha relacionado con la presencia de otras especies y con características ambientales. Por ello se construyeron modelos donde ( $\psi$ ) estuvo en función de una característica ambiental: distancia al basurero (límites de la reserva), distancia al cuerpo de agua más cercano (poza de agua), distancia a la carretera, altitud y número de presas registradas, así como de la presencia de especies competidoras (*Leopardus pardalis*, *Canis latrans* y *Canis lupus familiaris*). El peso de las covariables se calculó mediante las estimaciones no transformadas de coeficientes para covariables (Beta), con la función  $\psi = \frac{e^{(\beta\psi)}}{1 + e^{(\beta\psi)}}$ . Se

sumaron los pesos de cada modelo para obtener el peso final de cada covariable. Para la construcción y análisis de los modelos se utilizó el programa PRESENCE (Hines, 2006).

Con base en los registros obtenidos en las fototrampas georreferenciadas, se elaboró el mapa de distribución de las especies.

## RESULTADOS

Con un esfuerzo total de muestreo de 3,118 días-trampa se obtuvieron 901 registros independientes (Tabla 3). Se reportan dos especies de Félidos y dos de Cánidos (*Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Canis latrans* y *Canis lupus familiaris*) con 54 registros independientes. La especie más abundante fue *Canis lupus familiaris* y la menos abundante *Herpailurus yagouaroundi* (Tabla 4).

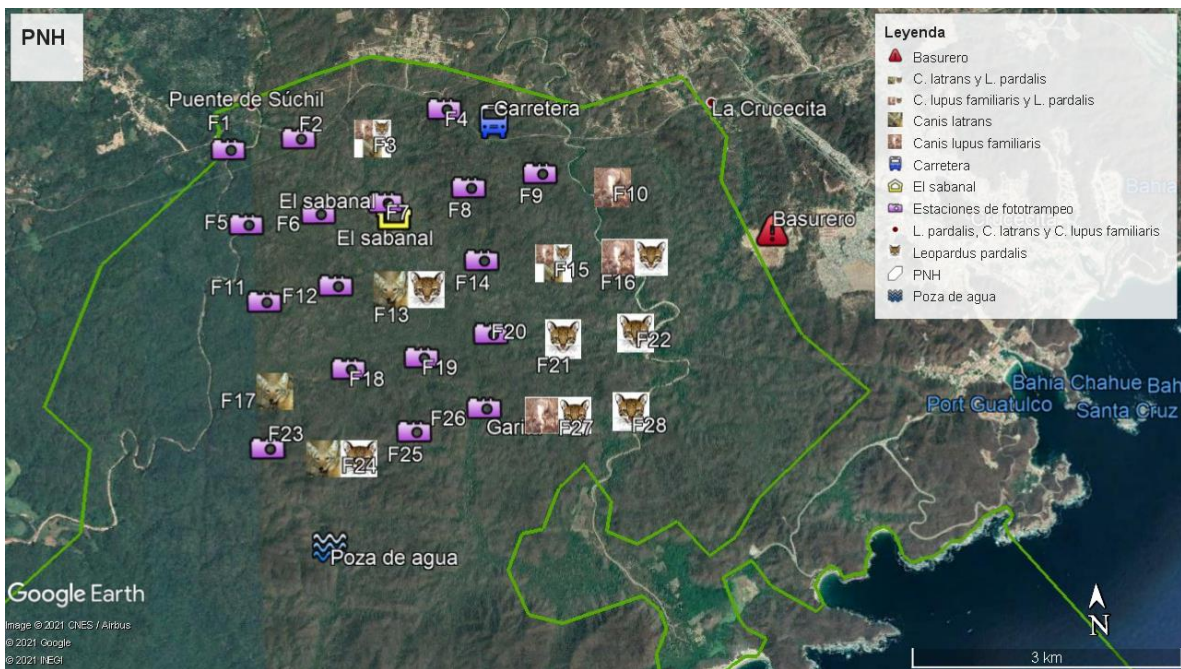
**Tabla 3** Registros independientes (RI) por especie del PNH.

Clase	Orden	Género	Especie	RI
Mammalia	Carnívora	<i>Leopardus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	16
		<i>Herpailurus</i>	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	1
		<i>Canis</i>	<i>Canis latrans</i>	11
		<i>Canis</i>	<i>Canis lupus familiaris</i>	26
		<i>Procyon</i>	<i>Procyon lotor</i>	2
		<i>Nasua</i>	<i>Nasua nasua</i>	60
		<i>Spilogale</i>	<i>Spilogale pygmaea</i>	44
		<i>Conepatus</i>	<i>Conepatus leuconotus</i>	2
	Artiodactyla	<i>Odocoileus</i>	<i>Odocoileus virginianus</i>	82
		<i>Tayassu</i>	<i>Tayassu tajacu</i>	42
	Cingulata	<i>Dasybus</i>	<i>Dasybus novemcinctus</i>	43
	Didelphimorphia	<i>Didelphis</i>	<i>Didelphis virginiana</i>	41
	Lagomorpha	<i>Sylvilagus</i>	<i>Sylvilagus floridanus</i>	331
	Pilosa	<i>Tamandua</i>	<i>Tamandua mexicana</i>	11
	Rodentia	<i>Sciurus</i>	<i>Sciurus aureogaster</i>	17
			Ratones	95
Aves				48
Reptiles				29
Total				901

Se incluyen los grupos aves y reptiles debido a que son presas potenciales de nuestros grupos de estudio.

**Tabla 4** Registros Independientes de félidos y cánidos del PNH.

Especie	Estación lluviosa	Estación seca	Total
<i>Leopardus pardalis</i>	3	13	16
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>		1	1
<i>Canis lupus familiaris</i>	1	25	26
<i>Canis latrans</i>		11	11
<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>50</b>	<b>54</b>



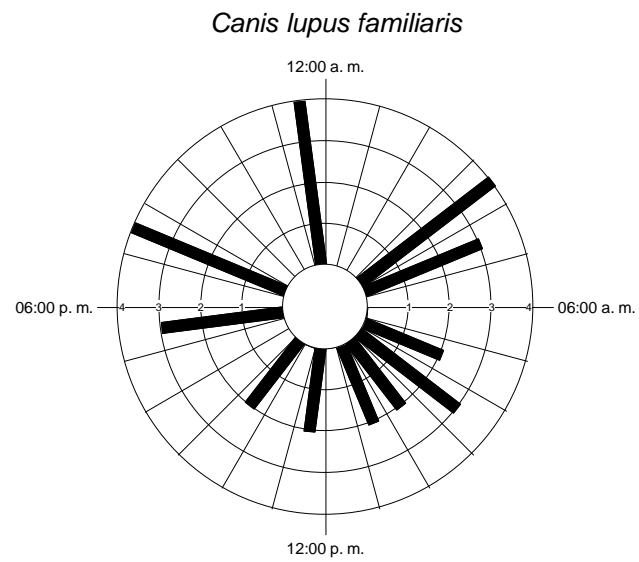
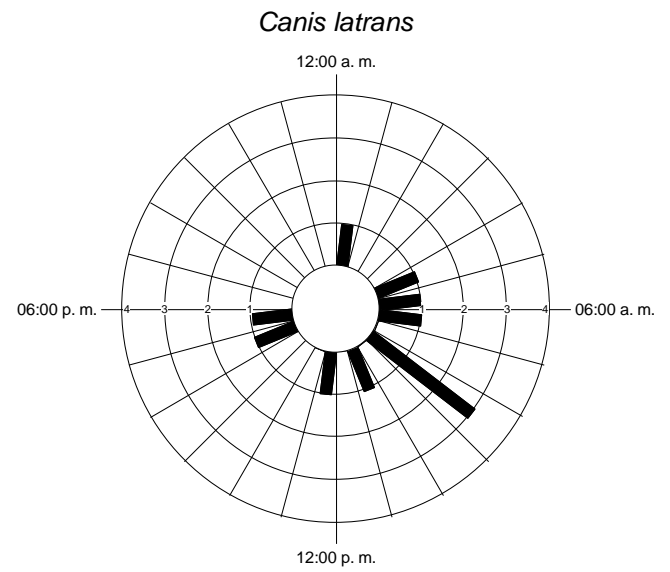
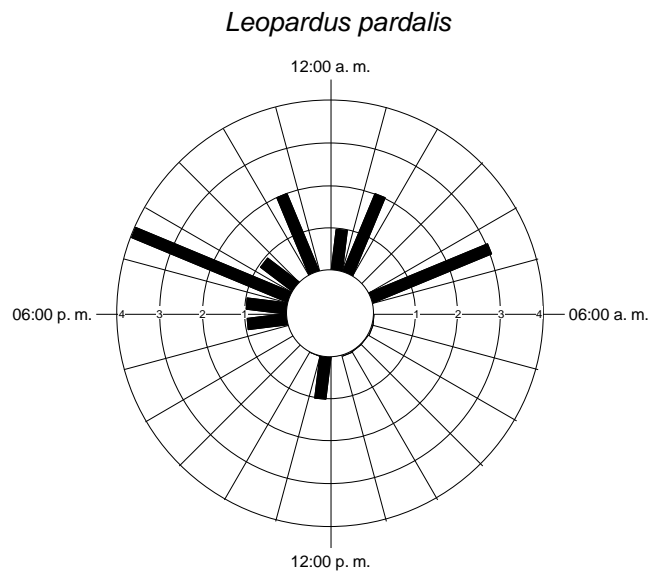
**Figura 4** Ubicación de los registros independientes de *Leopardus pardalis*, *Canis latrans* y *Canis lupus familiaris* dentro del PNH.

**Abundancia y densidad**—Para todas las especies el mejor modelo fue el que consideró la abundancia y la probabilidad de detección constantes ( $\lambda$  (.),  $r$ (.)) (Tabla 5). La densidad estimada para *L. pardalis* fue 1.05 ind/km<sup>2</sup>; 0.39 ind/km<sup>2</sup> para *C. latrans* y 0.71 ind/km<sup>2</sup> para *C. lupus familiaris*. Para *H. yagouaroundi* no se pudieron elaborar modelos debido a que únicamente se registró en una ocasión.

**Tabla 5** Abundancia, ocupación y parámetros asociados al modelo  $\lambda$  (.),  $r$ (.). de félidos y cánidos del PNH. EE: error estándar,  $\psi$ : ocupación.

Especie	Abundancia (E.E)	Intervalo de confianza del 95%	$\psi$ (E.E)	Intervalo de confianza del 95%
<i>Leopardus pardalis</i>	22.55 (15.91)	5.66 - 89.91	0.5531 (0.2540)	0.0553 - 1.0509
<i>Canis latrans</i>	6.67 (3.37)	2.48 - 17.93	0.2119 (0.0947)	0.0262 - 0.3976
<i>Canis lupus familiaris</i>	12.02 (10.36)	2.22 - 65.10	0.3489 (0.2409)	-0.1232 - 0.821

**Patrones de actividad**--*Leopardus pardalis* presentó mayor actividad nocturna (56.25%) que diurna (12.50%) o crepuscular (31.25%), con máximos de actividad a las 04:00 y 19:00 h (Figura 5). *C. latrans* registró mayor actividad diurna (63.63%) que nocturna (27.27%) o crepuscular (9%), con máximos de actividad a las 08:00 h (Figura 5). *C. lupus familiaris* mostró mayor actividad diurna (45.16%) que nocturna (35.48%) o crepuscular (19.35%), con máximos de actividad a las 03:00, 19:00 y 23:00 (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas en la actividad de *C. lupus familiaris* y *L. pardalis* ( $W=5,268$   $p=0.072$ ), ni en la actividad de *C. lupus familiaris* y *C. latrans* ( $W= 3.132$   $p= 0.209$ ); pero si se presentó diferencia significativa en la actividad de *Leopardus pardalis* y *Canis latrans* ( $W=10.795$   $p=0.005$ ).



**Figura 5** Patrones de actividad de félidos y cánidos del PNH

## **Interacciones espaciales.**

Evaluación del efecto temporal: no hubo efectos en la temporalidad para el caso de *Leopardus pardalis* y *Canis lupus familiaris*, sin embargo, para *Canis latrans* sí. Se tomó como mejor modelo al que mostró el peso de Akaike más alto y fue base para la elaboración de modelos con covariables (Tabla 6).

**Tabla 6** Descripción de modelos de ocupación de cánidos y félidos en el PNH con base en los efectos de la temporalidad.  $\Psi$ : ocupación,  $\gamma$ : probabilidad de que la especie colonice una unidad de muestreo,  $\epsilon$ : probabilidad de que la especie se extinga localmente de una unidad de muestreo,  $p$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, Model Likelihood: relación entre el peso AIC de cada modelo y el peso del modelo para el mejor modelo clasificado, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	N.P.
<i>Leopardus pardalis</i>	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	119.95	0.00	0.6525	1.0000	2
	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(t)$	121.21	1.26	0.3475	0.5326	4
<i>Canis latrans</i>	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	82.15	2.70	0.2059	0.2592	2
	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(t)$	79.45	0.00	0.7941	1.0000	4
<i>Canis lupus familiaris</i>	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	70.86	0.00	0.7867	1.0000	2
	$\psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(t)$	73.47	2.61	0.2133	0.2712	4

Efecto de covariables: los modelos de ocupación con covariables para todas las especies nos mostraron las covariables más importantes para cada especie (Tabla 7-9).

**Tabla 7** Descripción de modelos de ocupación con covariables para *Leopardus pardalis* en el PNH.  $\Psi$ : ocupación,  $\gamma$ : probabilidad de que la especie colonice una unidad de muestreo,  $\epsilon$ : probabilidad de que la especie se extinga localmente de una unidad de muestreo,  $p$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, Model Likelihood: relación entre el peso AIC de cada modelo y el peso del modelo para el mejor modelo clasificado, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	N.P.
<i>Leopardus pardalis</i>	$\Psi (\cdot), \gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	119.95	0.00	0.2230	1.0000	2
	$\Psi$ (Presas), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	120.90	0.95	0.1387	0.6219	2
	$\Psi$ (Basurero), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	121.46	1.51	0.1048	0.4700	2
	$\Psi$ (Presas, Altitud), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	121.73	1.78	0.0916	0.4107	3
	$\Psi$ (Altitud), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	121.73	1.78	0.0916	0.4107	2
	$\Psi$ (Presas, Basurero), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	122.23	2.28	0.0713	0.3198	3
	$\Psi$ (Presas, Carretera), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	122.58	2.63	0.0599	0.2685	3
	$\Psi$ (Presas, Agua), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	122.87	2.92	0.0518	0.2322	3
	$\Psi$ (Presas, Altitud, Agua), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	123.72	3.77	0.0339	0.1518	4
	$\Psi$ (Presas, Altitud, Carretera), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	123.72	3.77	0.0339	0.1518	4
	$\Psi$ (Presas, Altitud, Basurero), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	123.72	3.77	0.0339	0.1518	4
	$\Psi$ (Agua), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	124.77	4.82	0.0200	0.0898	2
	$\Psi$ (Carretera), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	125.24	5.29	0.0158	0.0710	2
	$\Psi$ (Presas, Altitud, Basurero, Carretera), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	125.70	5.75	0.0126	0.0564	5
	$\Psi$ (Presas, Altitud, Basurero, Agua), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	125.72	5.77	0.0125	0.0559	5
$\Psi$ (Presas, Altitud, Basurero, Carretera, Agua), $\gamma (\cdot), \epsilon = 1 - \gamma, p(\cdot)$	127.63	7.68	0.0048	0.0215	6	



**Tabla 8** Descripción de modelos de ocupación con covariables para *Canis latrans* en el PNH.  $\Psi$ : ocupación,  $\gamma$ : probabilidad de que la especie colonice una unidad de muestreo,  $\epsilon$ : probabilidad de que la especie se extinga localmente de una unidad de muestreo,  $p$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, Model Likelihood: relación entre el peso AIC de cada modelo y el peso del modelo para el mejor modelo clasificado, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	N.P.
<i>Canis latrans</i>	$\Psi$ (Basurero,Presas,Agua), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	79.24	0.00	0.1616	1.0000	6
	$\Psi$ (Basurero,Presas,Carretera), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	79.24	0.00	0.16.16	1.0000	6
	$\Psi$ (.), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	79.45	0.21	0.1455	0.9003	4
	$\Psi$ (Basurero,Presas), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	79.72	0.48	0.1271	0.7866	5
	$\Psi$ (Basurero,Presas,Altitud), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	80.55	1.31	0.0839	0.5194	6
	$\Psi$ (Basurero,Presas,Agua,Altitud), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	81.24	2.00	0.0594	0.3679	7
	$\Psi$ (Basurero), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.25	3.01	0.0359	0.2220	4
	$\Psi$ (Agua), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.26	3.02	0.0357	0.2209	4
	$\Psi$ (Presas), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.28	3.04	0.0353	0.2187	4
	$\Psi$ (Altitud), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.49	3.25	0.0318	0.1969	4
	$\Psi$ (Basurero,Presas,Agua,Carretera), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.55	3.31	0.0309	0.1911	7
	$\Psi$ (Carretera), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	82.70	3.46	0.0286	0.1773	4
	$\Psi$ (Basurero,Presas,Agua,Altitud,Carretera), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	83.24	4.00	0.0219	0.1353	8
	$\Psi$ (Basurero,Agua), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	84.11	4.87	0.0142	0.0876	5
	$\Psi$ (Basurero,Carretera), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	84.24	5.00	0.0133	0.0821	5
$\Psi$ (Basurero,Altitud), $\gamma$ (.), $\epsilon$ s=1- $\gamma$ , $p$ (t)	84.24	5.00	0.0133	0.0821	5	

**Tabla 9** Descripción de modelos de ocupación con covariables para *Canis lupus familiaris* en el PNH.  $\Psi$ : ocupación,  $\gamma$ : probabilidad de que la especie colonice una unidad de muestreo,  $\varepsilon$ : probabilidad de que la especie se extinga localmente de una unidad de muestreo,  $p$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, Model Likelihood: relación entre el peso AIC de cada modelo y el peso del modelo para el mejor modelo clasificado, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model	
					Likelihood	N.P.
<i>Canis lupus familiaris</i>	$\Psi$ (Agua,Basurero), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	69.63	0.00	0.1564	1.0000	3
	$\psi$ (Agua,Altitud,.) , $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	69.63	0.00	0.1564	1.0000	3
	$\Psi$ (Agua,Carretera), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	70.27	0.64	0.1135	0.7261	3
	$\Psi$ (.), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	70.86	1.23	0.0845	0.5406	2
	$\Psi$ (Agua), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	71.03	1.40	0.0777	0.4966	2
	$\Psi$ (Basurero), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	71.25	1.62	0.0696	0.4449	2
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Altitud), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	71.63	2.00	0.0575	0.3679	4
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Presas), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	71.63	2.00	0.0575	0.3679	4
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Carretera), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	71.63	2.00	0.0575	0.3679	4
	$\Psi$ (Carretera), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	72.80	3.17	0.032	0.2049	2
	$\Psi$ (Agua,Presas), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	72.90	3.27	0.0305	0.1950	3
	$\Psi$ (Presas), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	72.93	3.30	0.03	0.1920	2
	$\Psi$ (Altitud), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	73.28	3.65	0.0252	0.1612	2
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Carretera,Altitud), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	73.63	4.00	0.0212	0.1353	5
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Carretera,Presas), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	73.63	4.00	0.0212	0.1353	5
	$\Psi$ (Agua,Basurero,Carretera,Altitud,Presas), $\gamma$ (.), $\varepsilon=1- \gamma,p$ (.)	75.28	5.65	0.0093	0.0593	6

Para *L. pardalis* las covariables que tuvieron mayor peso en los modelos fueron la Altitud y el Número de presas. Para *Canis lupus familiaris* la Distancia al basurero y la Distancia al cuerpo de agua más cercano y finalmente para *Canis latrans* la Distancia al basurero y el Número de presas registradas (Tabla 11).

Efecto de especies competidoras: los modelos de ocupación mostraron a la especie competidora que tuvo más importancia estando presentes las covariables (Tabla 10). Para *L. pardalis* la presencia de *Canis latrans* mostró más peso en los modelos. Para *C. latrans* mostró el mismo peso la presencia de *L. pardalis* y *C. lupus familiaris* y finalmente para *C. lupus familiaris* parecía no tener efecto la presencia de especies competidoras (Tabla 11).

**Tabla 10** Descripción de modelos de ocupación para cánidos y félidos con efecto de las especies competidoras en el PNH.  $\Psi$ : ocupación,  $\gamma$ : probabilidad de que la especie colonice una unidad de muestreo,  $\epsilon$ : probabilidad de que la especie se extinga localmente de una unidad de muestreo,  $p$ : probabilidad de detección, AIC: valor de AIC para cada modelo, DeltaAIC: diferencia relativa en los valores de AIC entre cada modelo y el modelo actualmente mejor clasificado, AIC wgt: peso del Criterio de Información de Akaike, Model Likelihood: relación entre el peso AIC de cada modelo y el peso del modelo para el mejor modelo clasificado, N.P.: Número de parámetros.

Especie	Modelo	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	N.P.
<i>Leopardus pardalis</i>	$\Psi$ (Presas;Altitud;Basurero;Carretera;Agua;Canislatrans), $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(.)$	119.25	0.000	0.1915	1.0000	7
	$\Psi$ (Presas;Altitud;Basurero;Carretera;Agua;Canislupusfamiliaris), $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(.)$	120.00	0.75	0.1316	0.6873	7
<i>Canis latrans</i>	$\Psi$ (Basurero;Presas:Agua;Altitud;Carretera;Leopardus pardalis, $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(t)$	74.36	0.000	0.3907	1.0000	9
	$\Psi$ (Basurero;Presas:Agua;Altitud;Carretera;Canislupusfamiliaris, $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(t)$	74.36	0.000	0.3907	1.0000	9
<i>Canis lupus familiaris</i>	$\Psi$ (Agua;Basurero;Leoparduspardalis), $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(.)$	70.17	0.540	0.0995	0.7634	4
	$\Psi$ (Agua;Basurero;Canislatrans), $\gamma$ (.), $\epsilon=1-\gamma,p(.)$	71.63	2.000	0.0479	0.3679	4

**Tabla 11** Descripción de las covariables para cánidos y félidos y sus respectivos pesos por especie del PNH.

Especie	Covariable	AIC wgt
<i>Leopardus pardalis</i>	Basurero	0.102
	Carretera	0.039
	Agua	0.039
	Altitud	0.115
	Presas	0.343
	<i>Canis latrans</i>	0.118
<i>Canis latrans</i>	<i>Canis lupus familiaris</i>	0.019
	Basurero	0.252
	Carretera	0.010
	Agua	0.235
	Altitud	0.008
	Presas	0.250
<i>Canis lupus familiaris</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	0.111
	<i>Canis lupus familiaris</i>	0.111
	Basurero	0.230
	Carretera	0.100
	Agua	0.362
	Altitud	0.108
<i>Canis lupus familiaris</i>	Presas	0.059
	<i>Leopardus pardalis</i>	0.033
	<i>Canis latrans</i>	0.015

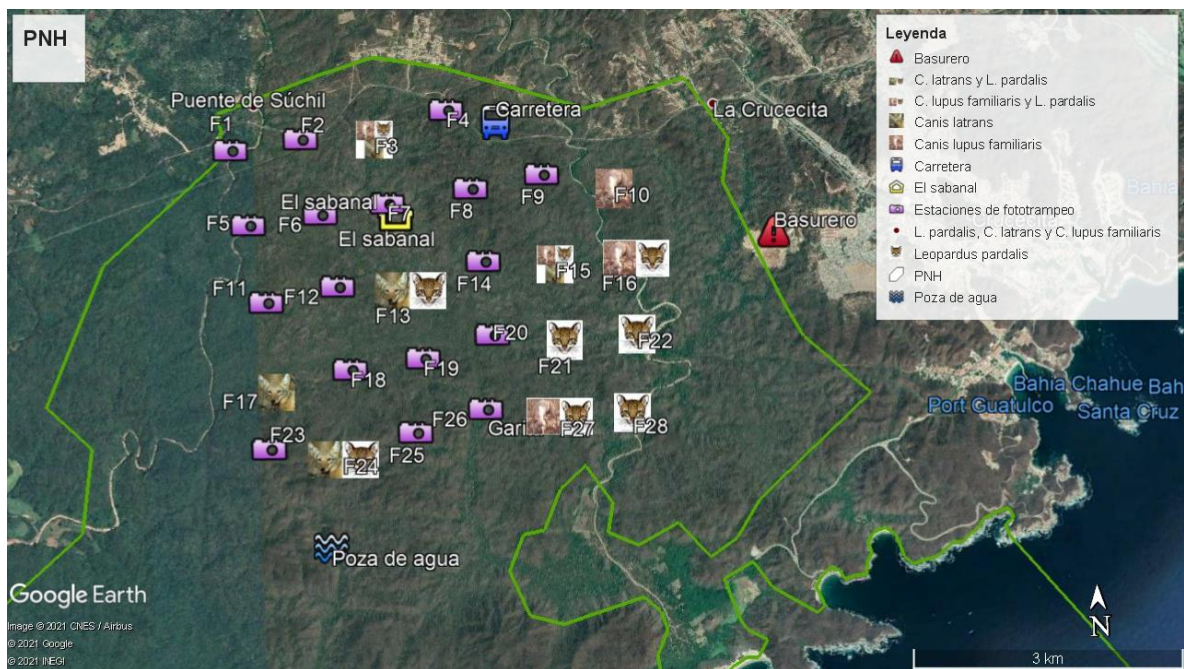
El valor de co-ocurrencia para *L. pardalis* y *C. latrans* fue de 1.00 Para *C. latrans* y *C. lupus familiaris* fue de 1.00 y finalmente para *L. pardalis* y *C. lupus familiaris* fue de 1.00 (Tabla 12), para todas las especies fue alta, lo que indica un nivel alto de coexistencia.

**Tabla 12** Parámetros asociados a la co-ocurrencia de especies competidoras para félidos y cánidos en el PNH.  $\Psi$ : ocupación,  $p$ : probabilidad de detección,  $t$ : temporada.

Par de especies	$\Psi$	$p$	$\Psi_{\text{basurero}}$	$\Psi_{\text{carretera}}$	$\Psi_{\text{agua}}$	$\Psi_{\text{altitud}}$	$\Psi_{\text{presas}}$
<i>Leopardus pardalis</i> vs <i>Canis latrans</i>	1	0.06	1	1	1	1	0.98
<i>Leopardus pardalis</i> vs <i>Canis lupus familiaris</i>	1	0.05	1	1	1	0	1
<i>Canis latrans</i> vs <i>Leopardus pardalis</i>	1	$t_1=0.18$ $t_2=1$	1	0	0	1	1
<i>Leopardus pardalis</i> vs <i>Canis lupus familiaris</i>	1	$t_3=0.01$ $t_1=0.016$ $t_2=0.005$ $t_3=0.01$	1	1	1	1	1
<i>Canis lupus familiaris</i> vs <i>Leopardus pardalis</i>	1	0.03	1	1	1	1	1
<i>Canis lupus familiaris</i> vs <i>Canis latrans</i>	1	0.02	1	1	1	1	1

## Distribución de las especies.

*Leopardus pardalis* tuvo una distribución más amplia en la zona de muestreo estando presente en la zona norte, noroeste y hacia el sur adentrándose hacia la zona núcleo del parque. Mientras que, *Canis latrans* tuvo una distribución más reducida con respecto a la de *L. pardalis*, en la zona norte y la zona sur concentrándose cerca de la zona núcleo y la poza de agua. Finalmente, *Canis lupus familiaris* estuvo presente principalmente en la zona noroeste cerca del basurero (Figura 6).



**Figura 6** Distribución de *Leopardus pardalis*, *Canis latrans* y *Canis lupus familiaris* dentro del PNH.

## DISCUSIÓN

El número de especies registradas es similar al último estudio realizado en esta Reserva. Guzmán en el 2009 documentó la presencia de *Leopardus pardalis*, *Canis latrans*, *Canis lupus familiaris*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Puma concolor*, sin embargo, en este estudio hubo ausencia de *U. cinereoargenteus* y *P. concolor*, pero se reporta la presencia de *Herpailurus yagouaroundi*.

La zorra gris (*U. cinereoargenteus*) se encuentra prácticamente extirpada del Parque, su último avistamiento data de 2009. Hernández (2002) reportó que las zorras eran comúnmente avistadas en el PNH en zonas de cultivo de papaya a las afueras del polígono. La zorra gris está presente en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua (Buenrostro-Silva *et al.*, 2015), la Tuza de Monroy (Buenrostro-Silva *et al.*, 2012) y el Jardín botánico de la UMAR en Puerto Escondido (Villalobos *et al.*, 2014) con ecosistemas similares a Huatulco, sin embargo, estos sitios no reportan presencia de perros ferales.

El leoncillo (*H. yagouaroundi*) fue registrado únicamente en una ocasión. Se conoce poco acerca de su ecología. Sin embargo, todo apunta a que es una especie especialista cuyos requerimientos ecológicos son más estrictos respecto a la zorra gris, lo que se refleja en un nicho de alimentación más estrecho (Guerrero *et al.*, 2002). En estudios realizados en ecosistemas similares al PNH también obtuvieron pocos registros (Buenrostro-Silva *et al.*, 2012; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015), así como en estudios conducidos en el sureste mexicano y Sudamérica, donde muestra densidades bajas (Pérez-Irineo y Santos-Moreno; 2013; Pérez-Irineo, 2014; Hernández-Sánchez *et al.*, 2017). Probablemente porqué los individuos pasan la mayor parte del tiempo en el dosel de las selvas y bosques en los que habita, por lo cual se obtienen pocas foto-capturas de esta especie (Monroy-Vilchis *et al.*, 2009).

Moreno *et al.*, (2006) propusieron que la ausencia de jaguares (*Panthera onca*) en algún lugar puede permitir al ocelote y al puma consumir presas más grandes, las que comúnmente consume el jaguar. La posibilidad de que dentro del polígono del PNH se encuentre jaguar es baja, debido a los hábitos territoriales de

esta especie y que para satisfacer sus requerimientos necesita superficies superiores a las 4,000 ha. (Hernández, 2002).

### **Abundancia y densidad.**

Guzmán (2019) registró a *Puma concolor*, pero en abundancia menor a *L. pardalis*, por lo que se sabe que *L. pardalis* es el felino más abundante en el Parque Nacional Huatulco tal como se registró en este estudio (1.05 ind/km<sup>2</sup>). Los valores de densidad fueron más altos en comparación con lo registrado por Hernández *et al.* (2017) (0.66 ind/km<sup>2</sup>) en una selva mediana perennifolia en la Sierra Norte, al igual que con los resultados obtenidos en una selva tropical en Los Chimalapas (0.38 ind/km<sup>2</sup>) (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2014), así como con lo registrado en la Reserva de la Biósfera Sierra Abra-Tanchipa en San Luis Potosí (0.03 a 0.18 ind/km<sup>2</sup>) (Martínez-Hernández *et al.*, 2014).

En cuanto a *C. latrans*, es conocido que ha expandido su distribución a áreas tropicales de México y Centroamérica, siendo una especie que hace uso de áreas abiertas para localizar a sus presas (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2006). En diferentes estudios y regiones se ha destacado la capacidad de adaptación del coyote a distintas condiciones del ambiente, llegando a ser catalogado como oportunista y generalista (Bekoff 1977, Fritzell y Haroldson 1982). En este estudio el valor de abundancia (0.39 ind/km<sup>2</sup>) fue mayor que el reportado por Pérez-Irineo y Santos-Moreno en una selva tropical en Los Chimalapas (2014) (0.05 ind/km<sup>2</sup>) y por lo reportado por Cortés-Marcial y Briones-Salas (2014) en una selva seca del Istmo de Tehuantepec (0.10 ind/km<sup>2</sup>).

Guzmán (2019) reportó que *Canis lupus familiaris* obtuvo los valores más altos de abundancia, superando a las especies nativas tal como lo han registrado diversos autores en Áreas Naturales Protegidas, particularmente en las áreas que se encuentran rodeadas por zonas rurales (Vanak & Gomper, 2009; Weber 2010; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012; Lessa *et al.*, 2016). Sin embargo, en este estudio la abundancia del perro feral (0.71 ind/km<sup>2</sup>) fue menor a la del ocelote (1.05 ind/km<sup>2</sup>), no obstante, mayor a la del coyote (0.39 ind/km<sup>2</sup>).



## Patrones de actividad.

El patrón de actividad nocturno de *L. pardalis* concuerda con lo reportado por otros autores (Díaz-Pulido y Payán-Garrido, 2011; Palomo-Muñoz *et al.*, 2014; Pérez-Irineo y Santos Moreno, 2014; Guzmán, 2019). Aunque estos autores mencionan que también exhibió actividad menor durante el día, tal como se registró en este estudio. Sin embargo, Cortés-Marcial y Briones-Salas (2014) en una selva seca del Istmo de Tehuantepec lo consideraron una especie catemeral. Debido al tamaño corporal y similitud en la dieta compite con el coyote, pero un estudio en una Reserva Forestal en Belice (Davis *et al.*, 2010) sugiere que el ocelote es dominante sobre el coyote, y puede llegar a modificar sus patrones de actividad, pero no viceversa. Esto explica el por qué, hubo diferencia significativa en la actividad de estos carnívoros ( $W=10.795$   $p=0.005$ ).

*Canis latrans* registró mayor actividad diurna, sin embargo, estos resultados no concuerdan con lo reportado por diversos autores, los cuales afirman que los coyotes presentan preferencia por las horas de penumbra (Bekoff, 1977; Gompper 2002; Kamler *et al.*, 2003), Cortés-Marcial y Briones-Salas (2014) reportan que *C. latrans* no presenta preferencia hacia algún horario en particular, por lo que se le considera catemeral o generalista como se reportó en un bosque mesófilo de montaña del estado de Jalisco (González-Pérez *et al.*, 1992).

*Canis lupus familiaris* mostró mayor actividad diurna. Guzmán (2019) también lo reporta como diurno, sin embargo, también presentó actividad crepuscular y se encontró activo durante toda la noche. Esto concuerda con la tendencia crepuscular reportada por Reátiga (2015) y Rodríguez-León y López-Arévalo (2019) en un Bosque Andino, en el estado de Virginia en EE. UU. (Boitani y Ciucci, 1995; Perry y Giles, 1971); y en un Bosque Templado Valdiviano (Sepúlveda *et al.*, 2015).

## Interacciones espaciales.

Con respecto a la co-ocurrencia, Mackenzie *et al.*, (2004) plantearon que los valores menores (en la escala del 0-1), sugieren que las especies coexisten menos frecuentemente que si se distribuyeran de forma independiente (por ejemplo, exclusión o evitación), mientras que los valores superiores sugieren una tendencia de co-ocurrencia mayor para las especies.

El valor de co-ocurrencia para todas las especies (*L. pardalis*, *C. latrans*, *C. lupus familiaris*) fue alto (1), lo que sugiere que los tres carnívoros registrados conviven fuertemente en esta Reserva. No obstante, la evitación entre estos carnívoros probablemente se da en la escala temporal puesto que hubo estaciones de fototrampeo que compartían, pero en horarios y fechas distintas.

Guzmán (2019) reportó que la distribución de la presencia de los perros ferales se concentró en la zona noroeste tal como se registró en este estudio. La concentración de los perros en esta zona puede deberse a la disponibilidad de alimento, ya que en estas zonas se distribuye también la iguana negra (*Ctenosaura pectinata*), especie de la que se alimentan principalmente (Guzmán, 2019), este dato se pudo corroborar en este estudio mediante videos tomados por el equipo de fototrampeo.

*Leopardus pardalis* registró una amplia distribución dentro de la Reserva, tal como lo observó Guzmán (2019), compartiendo estaciones de fototrampeo con *C. latrans* y *C. lupus familiaris*, la mayor parte de los registros de esta especie se obtuvieron en la zona noroeste (zona utilizada mayormente por *C. lupus familiaris*), sin embargo, las fechas y los horarios de los registros para ambas especies fueron distintos. Es decir, mientras *C. lupus familiaris* estaba activo en la zona noroeste en la noche, *L. pardalis* lo hacía en el día y así sucesivamente en las zonas que compartieron.

*Canis latrans* presentó una distribución de registros reducida en el noroeste y concentrada principalmente en la zona núcleo del PNH lugar donde los perros ferales presentaron pocos registros (Guzmán, 2019), en este estudio pudimos

corroborar que, aunque *C. latrans* comparte hábitat con *L. pardalis* y *C. lupus familiaris*, evita los horarios de ambas especies en los sitios que comparten y prefiere utilizar zonas más prístinas, al menos en esta Reserva.

Murray *et al.*, (1995) reportó que las diferencias en el comportamiento de caza entre cánidos y felinos implican que, incluso cuando ambos grupos dependan de las mismas presas cazan en zonas con diferentes grados de cobertura vegetal. Lacerda *et al.*, (2009) y Silva-Rodríguez y Sieving, (2012), reportaron que la cobertura vegetal no parece generar un efecto sobre la abundancia de los perros al interior de las reservas, sino más bien, son los caminos los que facilitan la movilización de los perros al interior de estas áreas (Sepúlveda *et al.*, 2015). Sin embargo, en este estudio pudimos corroborar que más que la cobertura vegetal o los caminos dentro de la Reserva, es la escala temporal la que tiene mayor importancia.

En la evaluación del efecto temporal no hubo efectos para *L. pardalis* y *C. lupus familiaris*, pero si para *C. latrans*, probablemente debido a que en la estación seca las fuentes de agua son mucho más escasas dentro de esta Reserva, no obstante, la poza de agua se encuentra cerca de la zona núcleo del PNH, que es el área de mayor actividad del coyote. En la zona noroeste donde los perros ferales se encuentran más activos podemos encontrar el arroyo Cacaluta en el cual se pudieron observar rascaderos de los cuales los perros obtenían el agua, además de que es una zona que tiene múltiples lugares que fungían como echaderos de *C. lupus familiaris*.

El efecto de covariables en *L. pardalis* estuvieron relacionadas con mayor peso la altitud y el número de presas. Anaya-Zamora (2015) reportó que las covariables relacionadas con la mayoría de los felinos son la altitud y la pendiente, pero particularmente para *L. pardalis* la elevación y la disponibilidad de agua. Oliveira *et al.*, (2010) reportó que la distribución de esta especie está fuertemente influenciada por las presas (particularmente las de tamaño pequeño) en lugar de otras covariables como el hábitat o estimaciones de ocupación de otros depredadores.

Para *Canis lupus familiaris* las covariables con mayor peso fueron la Distancia al basurero y al cuerpo de agua más cercano. El basurero municipal se encuentra cercano al Parque y no existen barreras físicas por lo que hay posibilidades que en caso de escases de alimento los perros puedan trasladarse para complementar su alimentación, ya que es un hábito observado en los perros en otros sitios (Manjarrés, 2015; Guzmán, 2019). Este es un foco rojo que facilita el ingreso de nuevos individuos al Parque. Estas condiciones han favorecido la adaptación de los perros y les han permitido establecerse como un habitante más en esta Reserva (Guzmán, 2019). La zona noroeste que fue principalmente utilizada por los perros está muy cerca del arroyo Cacaluta, el cual funge como abastecimiento de agua para esta especie, permitiendo el aprovechamiento de esta zona, por lo cual esta especie no necesita desplazarse a otras zonas del PNH, sin embargo, el arroyo Cacaluta conecta con múltiples arroyos secundarios dentro de la Reserva. Sepúlveda *et al.*, (2015) registró que los caminos facilitan la movilización de los perros al interior las Reservas.

Se conoce poco sobre la ecología de los perros ferales o la interacción interespecífica con otras especies. Fuera de la vida doméstica se desarrollan en poblaciones causando diversos impactos a la vida silvestre. De esta manera es que se les ha atribuido la causa principal de impactos negativos a la fauna nativa, particularmente cuando están presentes en densidades altas (Weber, 2010).

Finalmente, para *Canis latrans* la distancia al basurero y el número de presas registradas fueron más importantes. El basurero representa una amenaza importante para los coyotes debido que los perros ferales tienen afinidad por los sitios cercanos a los basureros y *C. latrans* se distribuye principalmente en zonas evitadas por *C. lupus familiaris* (zona núcleo del PNH), probablemente para evitar la competencia por alimento o para evitar ser cazado por los perros ferales ya que estos cazan en manada, poniendo en desventaja al coyote. La altura no pareció ser una variable importante para la preferencia del hábitat de los coyotes como ocurre con los felinos.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

En el Parque Nacional Huatulco (PNH) las interacciones ecológicas entre cánidos y felinos son complejas. No se registraron a especies que se reportaron previamente para la Reserva (*Leopardus wiedi* y *Urocyon cinereoargenteus*) y para otra más no se obtuvieron los suficientes registros para analizar su población (*Herpailurus yagouaroundi*). Se cumplió la hipótesis de que los perros ferales interfirieron en la ecología de las especies nativas (*L. pardalis* y *C. latrans*), ya que en las zonas en las que tuvo presencia esta especie, los carnívoros nativos modificaron sus zonas de desplazamiento o sus patrones de actividad, tal como se ha reportado en Reservas Naturales en las que tienen una fuerte presencia los perros ferales.

Aunque las tres especies reportadas tuvieron un nivel alto de co-ocurrencia sus patrones temporales fueron distintos, lo que probablemente facilita su coexistencia dentro del PNH. Se sabe que *C. latrans* y *L. pardalis* tienden a ser más generalistas en comparación con las dos especies que no se registraron, sin embargo, la pandemia por COVID-19 y los continuos robos de equipo afectaron fuertemente nuestro diseño de muestreo y sumando a esto la baja abundancia de forma natural; hábitos crípticos, ariscos o arborícolas o una mayor distribución en senderos con baja o nula presencia de perros fue probable que no se registraran, pero que aún tengan presencia dentro del PNH, por lo cual se recomienda continuar con muestreos en toda la Reserva, ya que los perros ferales no tienen presencia en todo el PNH y de esta manera se pueden obtener mayores detalles de las interacciones entre estos dos grupos y que tanto está afectando la dinámica poblacional la presencia de una especie invasora.

## LITERATURA CITADA

- Aranda, S. J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. D.F. 255 pp.
- Bekoff, M. 1977. *Canis latrans* Say. *Mammalian Species*. 79:1-9.
- Boitani, L., Francisci, F., Ciucci, P. y Andreoli, G. 1995. *Population biology and ecology of feral dogs in central Italy*. In: *The Domestic Dog: Its Evolution, Behaviour and Interactions with People*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Buenrostro-Silva, A., Antonio-Gutiérrez, M. y García-Grajales, J. 2012. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica (nueva serie)*, 28:56-72.
- Buenrostro-Silva, A., Antonio-Gutiérrez, M. y García-Grajales, J. 2012. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y la Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie)*, 28(1): 56-72.
- Buenrostro-Silva, A., Sigüenza-Pérez, D. y García-Grajales, J. 2015. Mamíferos carnívoros del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, México: riqueza, abundancia y patrones de actividad. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*, (2): 39-54.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. 2002. *Model Selection and Inference. A Practical Information - Theoretic Approach*. Springer-Verlag, Nueva York, EE.UU.
- Ceballos, G. y Arroyo-Cabrales, J. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*, 2: 27-80.
- Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J. y Medellín, A. R. 2002. Mamíferos de México. pp. 377-413, en: *diversidad y conservación de los Mamíferos Neotropicales* (Ceballos, G. y Simonetti, J. A., eds.). CONABIO-UNAM. México, D. F.

- CONANP, 2003. Programa de manejo Parque Nacional Huatulco. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F. pp. 205.
- Cortés-Marcial, M y Briones-Salas, M. 2014. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62:1433-1448.
- Davis, M. L., Kelly, M. J., y Stauffer, D. F. 2010. *Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize*. *Animal Conservation*, pp.1-10.
- Díaz-Pulido, A. y Payán-Garrido, E. (2011). Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos Colombianos. *Mastozoología Neotropical*, 18(1), 63-71.
- DigiKam. 2002. The DigiKam Handbook. Disponible en: <https://www.digikam.org/>
- Dillon, A. y Kelly, M. J. 2008. *Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping*. *Journal of Zoology*, 275, 391-398.
- Fritzell, E. K., y Haroldson, K. J. 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. *Mammalian species*, 189:1-6.
- Gompper, M. E. 2002. *The ecology of Northeast coyotes: Current knowledge and priorities for future research*. Wildlife Conservation Society Working Paper 17, New York, USA. 49 pp.
- González-Pérez, E., Sánchez-Bernal, V. M., Íñiguez, I., y Santana, E. 1992. Patrones de actividad del coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el tlacuache (*Didelphis virginiana*) en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 63, 293-299.

- Guerrero, S., Mohammad, H. B., Zalapa, S. S. y Flores, A. E. 2002. Dieta y nicho de alimentación del Coyote, Zorra Gris, Mapache y Jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la Costa Sur del estado de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 86: 119-137.
- Guzmán, P. H. M. 2019. Determinación de la abundancia relativa, distribución de indicios, patrones de actividad y composición de la dieta de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) en el Parque Nacional Huatulco. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Oaxaca. IPN. p.62.
- Haroldson, K. J., y Fritzell, E. K. 1984. *Home ranges, activity, and habitat use by gray foxes in an oak-hickory forest*. *The Journal of wildlife management*, 48:222-227.
- Hernández-Hernández, C., 2002. Mamíferos medianos del Parque Nacional Huatulco. Tesis de la Licenciatura en Biología. Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, UNAM, México.
- Hernández-Sánchez, A., Santos-Moreno, A., y Pérez-Irineo, G. 2017. *Abundance of mesocarnivores in two vegetation types in the Southeastern region of Mexico*. *The Southwestern Naturalist*, 62 (2): 101-108.
- Hidalgo-Mihart, M. G., Cantú-Salazar, L., López-González, C. A., Martínez-Gutiérrez, P. G., Fernández, E.C. y López-González, A. 2006. *Coyote habitat use in a tropical deciduous forest of western Mexico*. *Journal of Wildlife Management*, 70:216-221.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE. *Software to estimate patch occupancy and related parameters*. Disponible en <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>
- Kamler, J. F., Ballard, W. B., Gilliland, R. L. y Mote, K. 2003. *Spatial relationships between Swift foxes and coyotes in northwestern Texas*. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 168-172.



- Kelly, M. J., y Holub, E. L. 2008. *Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia*. *Northeastern Naturalist*, 15: 249-262.
- Lacerda, A. C. R., Tomas, W. M. y Marinho-Filho, J. 2009. *Domestic dogs as an edge effect in the Brasília national park, Brazil: Interactions with native mammals*. *Animal Conservation*, 12(5):477-487.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., y Anderson, D. R. 1992. *Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animal: A unified approach with case studies*. *Ecological Monographs*, 62: 67-118.
- Lessa, I., Corrêa, S. G. T., de Godoy, B. H., Cunha, A. y Vieira, E. M. 2016. *Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals?*. *Nature Conservation*, 14(2):46-56.
- Lindenmayer, D. B., Lacy, R. C., y Viggers, K. L. 1998. *Modeling survival and capture probabilities of the mountain brushtail possum (Trichosurus caninus) in the forests of southeastern Australia using trap-recapture data*. *Journal of Zoology*, 245: 1-13.
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L., y Nichols, J. D. 2004. *Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly*. *Journal Animal Ecology*, 73: 546–555.
- Mackenzie, D., Nichols, J., Royle, A., Pollock, K., Bailey, L., y Hines, J. 2006. *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press, Oxford. UK.
- Maffei, L. y Noss, A. J. (2008). *How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco*. *Biotropica*, 40, 71-75.

- Maffei, L., Noss, A. J., Cuéllar, E. y Rumiz, D. I. 2005. *Ocelot (Felis pardalis) population densities, activity, and ranging behaviour in dry forest of Eastern Bolivia: data from camera trapping*. Journal of Tropical Ecology, 21, 1-6.
- Manjarrés, T. 2015. Distribución y uso de hábitat del perro (*Canis familiaris*) en la cuenca alta del río Otún (Risaralda-Colombia) (Tesis de posgrado). Pontificia Universidad Javeriana Facultad de Estudios Ambientales y Rurales Maestría Conservación y Uso de la Biodiversidad Bogotá D.C.
- Martínez-Hernández, A., Rosas-Rosas, O. C., Clemente-Sánchez, F., Tarango-Arámbula, F. A., Palacio-Núñez, G., Bender, I. C. y Herrera-Haro, J. G. 2014. Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve, San Luis Potosí, Mexico. Oryx.
- Medellín, R., Azuara, D., Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz, E., Legaria, R., Lira, I., Ramos-Fernández, G. y Ávila, S. 2006. Censos y Monitoreo, pp. 25-35. In: C. Chávez y G. Ceballos (Eds.). El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo. CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL, Universidad Nacional Autónoma de México. México. D. F.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M. y Urios, V. 2009. *Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico*. Animal Biology, 59:145-157.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios, V. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. Revista de Biología Tropical, 59: 373-383.
- Moreno, R. S., Kays, R. W. y Samudio, R. 2006. *Competitive release in diets of ocelot (Leopardus pardalis) and puma (Puma concolor) after jaguar (Panthera onca) decline*. Journal of Mammalogy, 87: 808-816.

- Murray, L. D., Boutin, S., O'Donoghue, M., y O Nams, V. 1995. *Hunting behaviour of a sympatric felid and canid in relation to vegetative cover*. *Animal Behaviour*, 50: 1203-1210.
- Oliveira, T. G., Tortato, M. A., Silveira, L., Kasper, C. B. y Mazim, F. D. 2010. *Ocelot ecology and its effect on the smallfelid guild in the lowland neotropics*. In: MacDonald, D. W., Loveridge, A. J. editors. *Biology and Conservation of Wild Felids*. New York: Oxford University Press, pp. 559–580.
- Palomares, F. y Caro, T. M. 1999. *Interspecific Killing among Mammalian Carnivores*. *The American Naturalist*, 153 (5): 492-508.
- Palomo-Muñoz, G.; García-Anleu, R.; Ponce-Santizo, G. y Moreira-Ramírez, J. 2014. Abundancia, densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) utilizando trampas cámara en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Petén, Guatemala. *Revista de la Universidad del Valle de Guatemala*, (29): 39-46.
- Pérez-Irineo, G. 2014. Co-ocurrencia y patrón de actividad de felinos en una selva alta del sureste de México. pp. 68-85, in: *Análisis del uso de recursos e interacciones en un ensamblaje de mamíferos carnívoros*. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Oaxaca. IPN. p.114.
- Pérez-Irineo, G., y Santos-Moreno, A. 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noroeste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 26: 721-736.
- Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A. 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya*, 4:551-564.

- Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A. 2014. *Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests*. *Revista de Biología Tropical*, 62:1421-1432.
- Pérez-Solano, L. A. 2019. Capítulo 2 Etiquetado y organización de fotos: DigiKam. Pp 53-65. In: Mndujano, S. y L. A. Pérez-Solano. (Eds.). 2019. *Fototrampeo en R: organización y análisis de datos. Volumen I*. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Ver., México. 248 pp.
- Perry, M. C. & Giles. R. H. 1971. *Free running dogs*. *Virginia's Wildlife*, 32:17-19.
- Reátiga, P. J. F. 2015. Determinación del efecto de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) sobre los mamíferos del Parque Nacional Natural Chingaza, mediante fototrampeo. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Javeriana. p. 41.
- Rodríguez-León, D. S. y López-Arévalo, H. F. 2019. Variación de la abundancia relativa de perros en un gradiente de presencia humana en dos reservas privadas (Tabio, Cundinamarca). *Acta Biológica Colombiana*, 24(2):379-390.
- Romero-Muñoz, A., Maffei. L., Cuéllar. E. y Noss. A. 2010. *Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia*. *Journal of Tropical Ecology*, 26 (3): 303-311.
- Rowcliffe, M., Field. J., Turvey, S. y Carbone, C. 2008. *Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition*. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228-1236.
- Royle, J. A. y Nichols, J. D. 2003. *Estimating abundance from repeated presence-absence data or points counts*. *Ecology*. 84:777-790.
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R.A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G. y Rodríguez-Moreno, A. 2014. Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 496-504.

- Santos-Moreno, A. y Pérez-Irineo, G. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya*, 4 (1): 89-98.
- Sepúlveda, M., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A, y Singer, R. S. 2015. *Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile*. *Mammalian Biology*, 80(4):290-297.
- Silva-Rodríguez, E. A. y Sieving, K. E. 2012. *Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate*. *Biological Conservation*, 150(1):103-110.
- Sollmann, R., Gardner, B. y Belant, J. L. 2012. *How Does Spatial Study Design Influence Density Estimates from Spatial Capture-Recapture Models?*. *PLoS ONE*, 7(4): e34575.
- Tamim-Vanak, A. y Gompper, E. M. 2009. *Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition*. *Mammal Review*, 39 (4): 265-283.
- Trolle, M. y Kéry, M. 2003. *Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data*. *Journal of Mammalogy*, 84: 607-614.
- Vanak, A. T. y Gompper, M. E. 2009. *Dietary Niche Separation Between Sympatric Free-Ranging Domestic Dogs and Indian Foxes in Central India*. *Journal of Mammalogy*, 90(5):1058-1065.
- Villalobos, E. A., Buenrostro-Silva, A. y Sánchez-de la Vega, G. 2014. Dieta de la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus* y su contribución a la dispersión de semillas en la costa de Oaxaca, México. *THERYA*, 5(1): 355-363.

Weber, M. 2010. Perros (*Canis lupus familiaris*) y gatos (*Felis catus*) ferales en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, México: Diagnóstico, efectos en la fauna nativa y perspectivas de control. Colegio de la Frontera sur, Unidad Campeche. 93 pp.