



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

“Densidad poblacional y patrón de actividad del tigrillo
(*Leopardus wiedii*) bajo condiciones de manejo forestal en el
bosque templado de Santiago Comaltepec, Ixtlán, Oaxaca,
México”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A
P R E S E N T A:

NATALIA MARTÍNEZ SÁNCHEZ



TUTOR DE TESIS:
Dr. José Antonio Santos Moreno

CO-TUTOR:
M. en C. Nicté Ramírez Priego

Ciudad Universitaria, CDMX.

Agosto 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

1. Datos del alumno

Martínez
Sánchez
Natalia
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
414040584

2. Datos del tutor

Dr.
José Antonio
Santos
Moreno

3. Datos del Co-tutor

M. en C.
Nicté
Ramírez
Priego

4. Datos del sinodal 1

Dr.
Francisco Javier
Botello
López

5. Datos del sinodal 2

M. en C.
Noé
Pacheco
Coronel

6. Datos del sinodal 3

Dra.
Nalleli Elvira
Lara
Días

7. Datos del trabajo escrito.

“Densidad poblacional y patrón de actividad del tigrillo (*Leopardus wiedii*) bajo condiciones de manejo forestal en el bosque templado de Santiago Comaltepec, Ixtlán, Oaxaca, México”

54 p
2019

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo institucional, por lo cual quiero agradecer a los proyectos SIP-20161645 y SIP-20171154 del Instituto Politécnico Nacional, otorgados al Dr. Antonio Santos-Moreno, con quien estoy profundamente agradecida por brindarme la oportunidad de participar en dichos proyectos y compartirme con humildad y paciencia su conocimiento para la elaboración de mi escrito. De igual, forma quiero agradecer a la Mtra Nicté, por haberme aceptado e incluido al proyecto, por su paciencia, dedicación, motivación para superarme y no desistir conmigo. Sin lugar a duda, quienes merecen todo mi agradecimiento, admiración y respeto es la comunidad de Santiago Comaltepec, las agencias de La Esperanza y San Martín Soyolapam que con calidez humana nos recibieron siempre con las puertas abiertas, que nos brindaron de sus alimentos y nos compartieron de su conocimiento invaluable e intangible, por mostrarnos la belleza natural y cultural de su pueblo. Especialmente a nuestros guías, Don Felipe y su familia, Don German, Don Richard, Doña Anastasia; a Doña Lipia y Doña Silvia con sus deliciosas salsas y café que nos esperaban bajando del monte. Reforcé el orgullo por mis raíces, el ser oaxaqueña. Por otro lado, también quiero agradecer a mis compañeras de campo, por ese trabajo en equipo, por las risas y las aventuras en el monte, a Ana, Nancy, Biaani, Edith, Chore, Manuel, Eber, Elder, Erika, Fachada, Daniel y Alex.

Asimismo quiero agradecer a la DGCI por brindarme la oportunidad de realizar una estancia de investigación en Argentina que ayudó a retroalimentar mi tesis, a mi crecimiento profesional y personal, con el apoyo y comentarios de quienes también me siento infinitamente agradecida a la distancia del Dr. Agustín Paviolo y la Dra. Paula Cruz.

También agradezco el apoyo de mis amigos a lo largo de un proceso difícil que se me presentó durante este tiempo y que me ayudaron a salir adelante, Ami, Eddi, Memo, Emir, Mariana, Karina, Sofi, Emilia, Mich, Cata, Lalo y mi prima Meli. Por supuesto un profundo agradecimiento a mi familia, mis padres, mis hermanos: Luis, Ale y Chely por el acompañamiento y apoyo brindado a mi persona,

particularmente quiero agradecer a Chely por asesorarme en mis pruebas estadísticas.

Por último, quiero agradecer a mis revisores, al Dr. Francisco Botello que me ha apoyado en mi desarrollo profesional en la CFB, al Mtro Noé Pacheco y la Dra. Nalleli Lara por su disposición y accesibilidad para revisar mi trabajo. Así como al Dr. Víctor Akerberg por apoyarme en el desarrollo del taller en la F. Ciencias.

DEDICATORIA

Quiero dedicar esta tesis a mis padres, Graciela y Luis Gerardo, por apoyarme en esta trayectoria desde siempre, por haberme educado con la sensibilidad hacia lo natural, hacia los seres vivos. Por acompañarme en estos 25 años de vida y respaldarme para emprender esta hermosa y alocada aventura de la biología.

ÍNDICE

RESUMEN	8
1. INTRODUCCIÓN	9
1.1 Descripción y estado de conservación del tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>).....	11
1.2 El tigrillo en Oaxaca	12
1.3 Impacto del manejo forestal	14
1.4 Manejo forestal en Santiago Comaltepec	15
1.5 Densidad poblacional.....	20
1.6 Preferencia de hábitat.....	21
1.7 Patrón de actividad.....	22
1.8 Justificación	23
1.9 Hipótesis	23
2. OBJETIVOS	24
2.1 Objetivo general.....	24
2.2 Objetivos Particulares	24
3. MÉTODOS	25
3.1 Área de estudio.....	25
3.2 Diseño de muestreo	26
3.2.1 Caracterización de Vegetación	26
3.2.2 Cámaras-trampa.....	27
3.3 Análisis de datos.....	28
3.3.1 Estimación del tamaño poblacional (N).....	30
3.3.2 Cálculo de área efectiva de muestreo (A)	30
3.3.3 Estimación de densidad poblacional (D).....	31
3.3.4 Preferencia de hábitat.....	31
3.3.5 Patrón de actividad	33
4. RESULTADOS	35
4.1 Caracterización de la vegetación	35
4.2 Densidad poblacional.....	35
4.3 Preferencia de hábitat.....	37
4.4 Patrón de actividad.....	38
5. DISCUSIÓN	40
5.1 Estructura de la vegetación y preferencia de hábitat	40

5.2 Densidad poblacional.....	42
5.3 Patrón de actividad.....	43
6. CONCLUSIÓN	45
6.1 Sugerencias y recomendaciones	45
7. LITERATURA CITADA	46

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Cuadro 1. Superficie del Municipio de Santiago Comaltepec	18
Cuadro 2. Cobertura de los tres estratos de vegetación reconocibles por replica de cada zona.....	35
Cuadro 3. Resultados del modelo probabilístico de Cormack-Jolly-Seber	36
Cuadro 4. Análisis de preferencia de hábitat del tigrillo	38
Figura 1. Registros de Tigrillo en Oaxaca.	13
Figura 2. Los tres niveles de organización dependen mutuamente uno de otro.....	17
Figura 3. Ejemplo de ordenamiento forestal en Trinidad Ixtlán, Oaxaca	19
Figura 4. Ubicación del área de estudio	26
Figura 5. Arreglo espacial de los cuadrantes.....	28
Figura 6. La identificación de individuos se hizo con el flanco derecho	29
Figura 7. Área efectiva de muestreo	37
Figura 8. Gráfico circular del patrón de actividad del tigrillo en el bosque templado de Santiago Comaltepec	39

RESUMEN

Los mamíferos carnívoros desempeñan una amplia variedad de papeles ecológicos que pueden modificar la estructura y función de los ecosistemas en los que están presentes. Sin embargo, las perturbaciones ambientales pueden generar respuestas específicas para algunas especies en función de sus requerimientos de espacio, necesidades alimenticias y de comportamiento. El tigrillo (*Leopardus wiedii*) es el felino silvestre más pequeño de México, sus hábitos principalmente arborícolas lo hacen particularmente vulnerable a los efectos de la deforestación. Asimismo existe un limitado conocimiento sobre el riesgo que enfrenta esta especie, debido a los escasos datos sobre sus atributos poblacionales y de su distribución. El objetivo de este estudio fue conocer la densidad poblacional y el patrón de actividad del tigrillo en un área bajo manejo forestal del bosque templado de Santiago Comaltepec, Oaxaca, además de reconocer las características de la vegetación asociada y la preferencia de hábitat del tigrillo entre dos sitios, uno con y otro sin manejo forestal, con el fin de contribuir a la generación de información para el diseño de programas efectivos de conservación y de aprovechamiento sostenible de los recursos forestales. Para ello, se colocaron 20 cámaras-trampa durante 425 días en dos localidades: 12 en la localidad de Agua Fría, sin manejo forestal y 8 en Cascadas, con manejo forestal. Se dispusieron en cuadrantes separados por 1 km en un patrón alternado de zig-zag. Se obtuvieron 20 registros fotográficos de tigrillo en los cuales se identificaron 3 individuos. La densidad se estimó a partir del modelo para poblaciones demográficamente abiertas de Cormack-Jolly-Seber, obteniendo como resultado una estimación de 70.92 ind/100 km². No hubo diferencias estructurales estadísticamente significativas de la vegetación entre la zona con y sin manejo forestal; el tigrillo no muestra una preferencia de hábitat, usando ambos sitios en función de su extensión. El patrón de actividad es predominantemente nocturno para la zona con manejo forestal, pudiendo existir una influencia de la actividad antrópica. Por el contrario, en la zona sin manejo forestal manifiesta una actividad diurna, posiblemente por la ausencia de otros depredadores competidores y de actividad humana. La densidad estimada de tigrillo es alta para el bosque templado, lo que sugiere que su presencia no se ve afectada por el manejo forestal, indicativo del buen estado de conservación del bosque templado de Santiago Comaltepec.

1. INTRODUCCIÓN

Los mamíferos carnívoros tienen una amplia variedad de papeles ecológicos, principalmente como depredadores tope, nivel en la cadena trófica que hace referencia a los consumidores secundarios que se alimentan de depredadores intermedios y herbívoros (Di Bitetti, 2009), modificando la estructura y función de los ecosistemas (Estes *et al.*, 2011; Paulucci, 2018). Los mamíferos carnívoros más reconocidos son los de talla grande a diferencia de los de tamaño mediano o pequeño (menor a 15 kg) denominados comúnmente como mesocarnívoros (Roemer *et al.*, 2009). La abundancia de los mesocarnívoros es generalmente mayor que la de los primeros, favorecidos por su tamaño y su capacidad para habitar diversos ambientes, asimismo han asumido el papel ecológico de depredadores tope en aquellos sitios donde los grandes carnívoros han desaparecido (Roemer *et al.*, 2009), pero al igual que estos presentan diferentes niveles de respuesta a la perturbación.

Algunas especies son más sensibles que otras a las presiones antrópicas, manifestándose en aislamiento poblacional y en ocasiones su extirpación o extinción (Espinoza-Medinilla *et al.*, 2018). La perturbación por manejo forestal puede generar respuestas específicas en algunas especies, dependiendo de sus requerimientos de alimentación, espacio y comportamiento (Sullivan *et al.*, 2012). McGinley (2000) menciona que la abundancia de ciertas especies de vertebrados puede cambiar con el aprovechamiento forestal. En este sentido son más susceptibles los grandes y pequeños depredadores, pues existe una pérdida de sus presas predilectas, así como de sitios de refugio asociados a la estructura del

bosque. No obstante, los hábitos generalistas y oportunistas de algunas especies les permiten habitar diversos ambientes modificados por el hombre (Espinoza-Medinilla *et al.*, 2018), debido a que manifiestan una mayor flexibilidad, pudiendo cambiar fácilmente las estrategias de forrajeo, y por lo tanto, adaptarse a los cambios en la composición de los recursos (O'Donoghue *et al.*, 1998; Gray *et al.*, 2016).

Por ejemplo, el coyote (*Canis latrans*) y el lince canadiense (*Lynx canadensis*) han utilizado los recursos derivados del manejo forestal, como hábitat para reproducirse y alimentarse (Sullivan *et al.*, 2012). Algo similar ocurre con los grandes herbívoros como el tapir (*Tapirus bairdii*), se ha visto que han aumentado sus poblaciones en áreas de regeneración, pues al ser ramoneadores se ven atraídos por áreas abiertas con abundante vegetación nueva de los bosques intervenidos (Frumhoff, 1995).

En el neotrópico las especies de la familia Felidae son las más afectadas por las actividades humanas (Charre-Medellín *et al.*, 2015). De éstas, seis se distribuyen en México: jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), ocelote (*L. pardalis*), jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*), lince (*Lynx rufus*) y tigrillo o margay (*Leopardus wiedii*) (Aranda, 2012; Ramirez-Pullido *et al.*, 2014). Particularmente para tigrillo existe un limitado conocimiento sobre el riesgo que enfrenta, debido a los escasos datos de sus atributos poblacionales y de su distribución, por lo que conocer su estado poblacional en un área con manejo forestal comunitario contribuirá a la generación de información para el diseño de programas de conservación y de aprovechamiento sostenible de los recursos.

1.1 Descripción y estado de conservación del tigrillo (*Leopardus wiedii*)

El tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz, 1821) es el felino silvestre más pequeño que se encuentra en México, con un peso que va de 2.3 a 4.9 kg y una longitud corporal en promedio de 54.49 cm (Oliveira, 1998), por su talla es considerado un mesocarnívoro (Carrera-Treviño *et al.*, 2018). Sus patas posteriores son muy flexibles, sus tobillos pueden rotar hasta 180° lo que les permite cazar y desplazarse con facilidad en el estrato arbóreo, pero con frecuencia se hallan a nivel del suelo, en busca de cuerpos de agua, o bien, de pequeños vertebrados terrestres, diversificando así su dieta, es por esto que se le clasifica como generalista (Oliveira, 1998; Vanderhoff *et al.*, 2011). Su distribución va desde el norte de México hasta el norte de Argentina y sur de Uruguay (Bou, 2013). Están asociados a bosques densos y bien conservados; perennifolios y caducifolios; tropicales y subtropicales, que pueden estar desde el nivel del mar y hasta los 3000 msnm (Sunquist y Sunquist, 2002; Aranda y Valenzuela-Galván, 2015).

El tigrillo está incluido en la categoría En Peligro de Extinción de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) lo considera como Casi Amenazado (Oliveira *et al.* 2015), mientras que la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 2013) lo incluye en el Apéndice I, en él se encuentran las especies en mayor grado de peligro y que no pueden ser comercializadas, salvo fines excepcionales (no comerciales), como de investigación científica; para el

caso del tigrillo su inclusión en el Apéndice I, se debe a que sus poblaciones se han visto afectadas por la cacería ilegal para la explotación de su pelaje, la deforestación, la destrucción y fragmentación de su hábitat (Kitchener, 1991; Rocha-Mendes y Bianconi, 2009; Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012).

A pesar de que el tigrillo es un felino con hábitos arborícolas y carnívoro estricto, se ha acumulado evidencia de que pueden encontrarse en sitios con cierto grado de perturbación y cerca de asentamientos humanos (Oliveira, 1998; Vanderhoff *et al.*, 2011).

1.2 El tigrillo en Oaxaca

Oaxaca es el estado con mayor riqueza de especies de mamíferos en México (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014), compuesta por 216 especies (Briones-Salas *et al.*, 2015), de las cuales, al menos 139 se encuentran en la Sierra Norte (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004). El tigrillo es uno de los félidos que se distribuye dentro del estado, su primer registro data de 1894 (Goodwin, 1969; Cinta-Magallón *et al.*, 2012). *L. wiedii oaxacensis* (Nelson y Goldman, 1931) es una subespecie reconocida para la entidad.

Con el tiempo se ha generado información sobre la riqueza, diversidad y abundancia de mamíferos para las diferentes regiones del estado, en donde se tienen importantes registros de tigrillo, como los obtenidos por Botello *et al.* (2006) en una selva baja caducifolia de la Reserva de Tehuacán-Cuicatlán. En 2004 se tenían apenas 10 registros (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004). No obstante, se han ido acumulando más, como el reciente registro de un ejemplar en

un bosque de pino en el municipio de San José del Progreso, Oaxaca (Fuentes-Moreno *et al.*, 2018).

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) mediante sus plataformas, integra la información que ha reunido de diferentes fuentes, una de estas es Enciclovida (CONABIO, 2019) que contiene 13 ejemplares de tigrillo en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), más 16 observaciones de la plataforma digital Naturalista, y 23 registros de la distribución conocida del geoportal hasta el 2010 (CONABIO, 2010). Algunos de estos coinciden entre sí, sumando un total de 46 registros para el estado de Oaxaca, mientras que la Colección de Fotocolectas Biológicas (2019) del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, contiene en su acervo 196 registros fotográficos de tigrillo para la entidad (Figura 1).

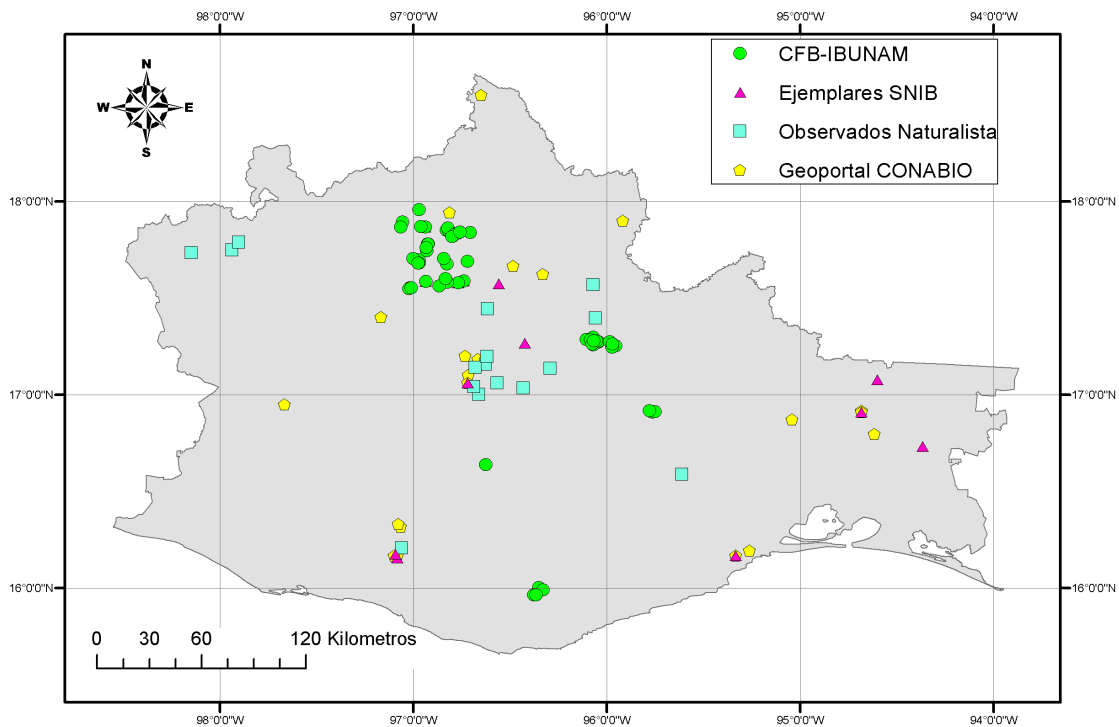


Figura 1. Registros de Tigrillo en Oaxaca. Fuente: CONABIO, CFB-IBUNAM.

En tanto, el Monitoreo Biológico de la Biodiversidad en las áreas naturales protegidas de la dirección Sierra Juárez-Mixteca (Padilla *et al.* 2015) ha sumado 355 foto-capturas de tigrillo entre diciembre de 2011 y enero de 2018.

Por otro lado, para la entidad se ha calculado una densidad de 81 individuos/100 km² en San Isidro Yolox (Pérez-Irineo *et al.*, 2017), y una dieta compuesta principalmente de musarañas y roedores en bosques templados (Cinta-Magallón *et al.*, 2012). En Oaxaca no existen datos del ámbito hogareño para el tigrillo, sin embargo, en la Reserva de la Biosfera “El Cielo” en Tamaulipas se tiene descrito un ámbito hogareño de 4.1 km² para machos y 1 km² para hembras (Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015), a diferencia de Brasil donde varía de 1 a 20 km² (Oliveira *et al.*, 2010).

1.3 Impacto del manejo forestal

El manejo forestal comprende las decisiones y actividades encaminadas al aprovechamiento de los recursos forestales bajo tres ejes: económico, social y ecológico. Los bosques han estado sujetos a intensas presiones por actividad humana con un aprovechamiento en algunos casos excesivo, ocasionando la pérdida de la superficie forestal (Aguirre-Calderón, 2015).

Algunos estudios han documentado los efectos negativos de la explotación forestal sobre la riqueza de especies, donde los efectos pueden variar de acuerdo al grupo taxonómico, la región geográfica y la intensidad del manejo forestal (Tobler *et al.*, 2018). Sin embargo, al reducir el impacto del aprovechamiento forestal, a través de acciones como: limitar el volumen de extracción, áreas de

concesión y prohibir la cacería, puede tener efectos positivos sobre la diversidad y abundancia de mamíferos terrestres. Por ejemplo, en bosques tropicales con bajo impacto se puede lograr mantener hasta un 100% la riqueza de especies (Tobler *et al.*, 2018).

Resultados similares se tienen en bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca, México. Por ejemplo, Aldape-López (2011) hizo una correlación de la abundancia de especies con respecto a una zona conservada y una de manejo forestal en Santa Catarina Ixtepeji, obteniendo como resultado una alta incidencia de carnívoros en la zona de manejo, debido a que el sistema de manejo forestal de la comunidad provee de condiciones adecuadas para la obtención de presas por parte de algunos carnívoros como el lince o la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) que se encuentran asociadas al sotobosque. En Calpulálpam de Méndez, Cruz-Espinoza *et al.* (2012) documentaron la riqueza de especies dentro de un bosque con aprovechamiento forestal, en su estudio destaca la presencia del tigrillo, tanto en la zona de conservación como en el área de manejo forestal del bosque, un muestra de que la combinación de áreas de conservación y de manejo forestal permiten mantener la diversidad.

1.4 Manejo forestal en Santiago Comaltepec

El estado de Oaxaca se ubica al sur de México, en una región geográfica de gran riqueza natural, que ha favorecido el desarrollo de la silvicultura comunitaria. Dicha riqueza, se debe principalmente a dos sistemas montañosos que convergen: la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre Oriental, derivando en una topografía

compleja que desencadena en grandes y frecuentes variaciones climáticas y microclimáticas (Chapela, 2007). Oaxaca posee 3.1 millones de hectáreas cubiertas por bosques (33% de su área total), cerca del 80% del área forestal se encuentra controlada por comunidades y ejidos (Suárez, 2017). La región de la Sierra Norte se encuentra catalogada por Arriaga *et al.* (2000) como Región Terrestre Prioritaria para la Conservación de la Biodiversidad, en esta zona se encuentra más consolidada la producción forestal comunitaria, con un elevado nivel de conservación de los bosques e incluso incrementando su extensión (Merino, 2004).

En Nuevo Zooquiapam, a partir de que la comunidad tomó el control del bosque y el desarrollo de la actividad forestal en 1983, trajo consigo una disminución en los desmontes agrícolas y una recuperación de las áreas forestales, al mismo tiempo ganancias por la explotación forestal que represan el 50% de los ingresos familiares y recursos del bosque como madera, leña, hongos, plantas y frutos, que permite a las familias enfrentar necesidades básicas, generando una gran valoración (Merino, 2004).

Por otro lado, en 1989 se creó la Unión de Comunidades Zapoteco-Chinanteca (UZACHI, 2018) que agrupa tres comunidades de la etnia zapoteca: La Trinidad Ixtlán, Santiago Xiacuí, Capulálpam de Méndez, y a una comunidad chinanteca -Santiago Comaltepec-, con una organización autónoma y un sistema de gobierno propio (Figura 2), cuyo objetivo principal fue obtener apoyo para el manejo de sus bosques y enfrentar problemáticas de manera colectiva. Conforme a ello se ha estado trabajando bajo un Plan de Ordenamiento Territorial, con la participación de las comunidades que contempla Producción Forestal, Protección

Forestal y Restauración Forestal (Chapela, 2007), con esquemas sostenibles que han sido evaluados bajo estándares internacionales de manejo forestal, del Consejo de Administración Forestal (Forest Stewardship Council, FSC; Suárez, 2017).

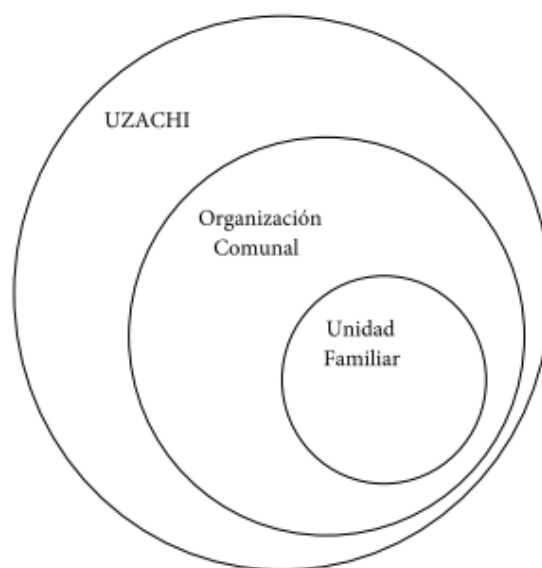


Figura 2. Los tres niveles de organización dependen mutuamente uno de otro. Tomado de Chapela, 2007.

Santiago Comaltepec es la única comunidad chinanteca que integra la UZACHI, con una superficie de 18,070 ha (Roldán-Félix, 2014; Cuadro 1). Por su buen manejo y uso de recursos forestales, la comunidad ha sido beneficiaria por parte del programa Pago Por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) promovido por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Llevó a cabo dos programas de manejo forestal de 10 años cada uno, el primero de 1993 a 2003, el segundo comprende de 2004 a 2014. Actualmente se está ejecutando el tercer programa de manejo forestal, con duración de ocho años (2017-2024) (UZACHI,

2018). La superficie bajo manejo forestal a intervenir autorizado por la SEMARNAT es de 910 ha (Roldán-Félix, 2014).

Cuadro 1. Superficie del Municipio de Santiago Comaltepec destinada a diferentes áreas. Fuente: Roldán-Félix, 2014.

Concepto		Superficie (ha)
I.	Área de Producción Forestal	1,436
II.	Áreas de Protección	10,011
III.	Áreas de Restauración Forestal	416
IV.	Áreas Agropecuarias y Urbanas	6,206
Total		18,070

El aprovechamiento se basa en un sistema de manejo mixto, fundamentado en el sistema de manejo irregular (MMOBI) y el sistema de manejo regular (MDS) (UZACHI, 2018). El Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), consiste en el aprovechamiento de un bosque irregular con una composición de árboles de diferente edad y de diferentes especies (Ordóñez, 2008). Es un método de ordenación por volumen y se basa en la corta selectiva, una intensidad de corta variable según el incremento del volumen de cada predio o rodal y un ciclo de corta fijo, respetando la intensidad máxima de corta y el diámetro mínimo de corta (Chapela, 2012), donde se extraen los árboles maduros que han alcanzado su crecimiento máximo, así como con daños físicos y se completa el volumen mediante selección de otros árboles (Madrid, 2016). Es de bajo impacto ambiental pues mantiene la cobertura arbórea suficiente para evitar el desplazamiento de la fauna (Madrid, 2016).

Por otro lado, el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) se establece en un bosque regular, formado por un conjunto de poblaciones de árboles de un mismo género, con edades uniformes (Ordóñez, 2008). Es un método de regulación por área y volumen, que se basa en el método de regeneración a través de árboles padre (árboles productores de semilla). La renovación se realiza a partir de tres tratamientos: Cortas de regeneración (que permite al suelo recibir suficiente luz solar, con mayor apertura del dosel), de liberación (Que empujan a la renovación, corta de árboles semilleros) y aclareos (corta de árboles mal conformados o enfermos) (Figura 3; Madrid, 2016).

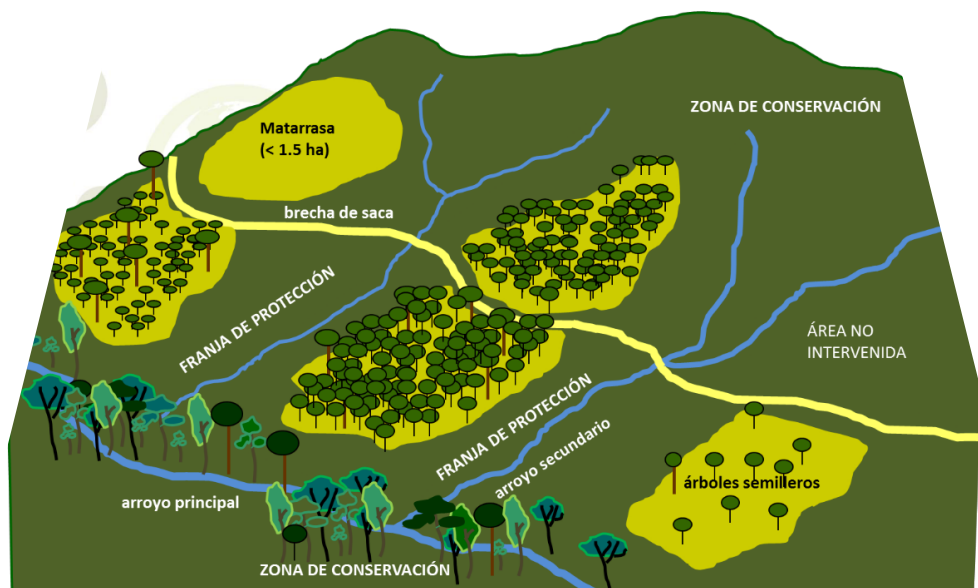


Figura 3. Ejemplo de ordenamiento forestal en Trinidad Ixtlán, Oaxaca. UZACHI. Obtenido de Roldán-Félix, 2014.

Las especies de pinos que utilizan para reforestar son *Pinus patula*, *P. pseudostrobus* y *P. ayacahuite* (UZACHI, 2018). Para el tercer programa antes mencionado, la comunidad de Santiago Comaltepec comenzó a implementar el manejo forestal para la Conservación de la Biodiversidad donde se incluyen

actividades como monitoreo silvícola, monitoreo de mamíferos mediante fototrampeo y monitoreo de la calidad del agua (UZACHI, 2018).

1.5 Densidad poblacional

La densidad de una población es el número de individuos (tamaño de población) por unidad de área (Lebreton *et al.*, 1992; Tarsi y Tuff, 2012); depende de una variedad de factores y procesos que la pueden afectar en un tiempo dado, tales como muertes, nacimientos y migración (Walker, 2011).

Existe un creciente interés en monitorear las poblaciones de animales debido al impacto del ser humano sobre sus hábitats, los modelos de captura-recaptura han sido utilizados para evaluar el riesgo que enfrentan (White y Burnham, 1999). Estos modelos permiten estimar el tamaño de población de especies móviles, dado que es imposible contar el número de individuos que la integran. Consisten en el marcaje de individuos que posteriormente son liberados en su ambiente y después de un tiempo se obtiene una segunda muestra y se establece la proporción de individuos marcados y no marcados (Martella *et al.*, 2012).

El análisis de datos obtenidos del modelo captura-recaptura se puede hacer para poblaciones abiertas o para poblaciones cerradas. Una población geográfica y temporalmente cerrada excluye los procesos de nacimiento, muerte y migración. Mientras que una población abierta los incluye, incorporando ganancias y pérdidas a través del tiempo (O'Connell *et al.*, 2011).

El modelo de Cormack-Jolly-Seber es el más utilizado para poblaciones abiertas, asume que todos los animales (marcados y no marcados) tienen la misma probabilidad de captura y supervivencia; las marcas de los animales no se pierden (Krebs, 1999). Este modelo incluye dos parámetros: la probabilidad de supervivencia (Φ) y la probabilidad de captura (p) (White y Burnham, 1999).

Una de las herramientas más útiles para estimar densidades de felinos manchados basados en el modelo de captura-recaptura son las cámara-trampa (Díaz-Pulido y Payán, 2012; Foster y Harmsen, 2012). Su uso ha permitido estudiar las poblaciones de varios felinos neotropicales (Vanderhoff *et al.*, 2011), siendo un técnica de muestreo no invasiva que resulta en una estimación de densidad estadísticamente significativa (Maffei, 2002). Los felinos manchados se pueden reconocer con mayor facilidad por el patrón único de manchas (Karanth y Nichols, 1998), permitiendo de este modo la identificación a nivel individual. Cabe señalar que el patrón no es simétrico entre el costado derecho e izquierdo por lo que usualmente se utilizan dos estaciones de monitoreo para intentar capturar ambos costados de los individuos (Díaz-Pulido y Payán, 2012).

1.6 Preferencia de hábitat

Un hábitat se puede definir como una región en el espacio ambiental con componentes bióticos y abióticos, es decir, cualquier característica ambiental relacionado directa o indirectamente con el uso de un sitio por parte del animal. Estas variables ambientales pueden ser dinámicas o estáticas y pueden estar asociadas positiva o negativamente con su uso (Beyer *et al.*, 2010). La preferencia

de hábitat se define como la probabilidad de que un animal seleccione un lugar cuando existen opciones alternativas. Es una descripción estadística del uso del hábitat en relación a una muestra particular de disponibilidad (Beyer *et al.*, 2010). Por ejemplo, el tigrillo ha mostrado una preferencia hacia coberturas densas del bosque, siendo la deforestación su principal amenaza (Oliveira, 1998). No obstante, se ha documentado que el tigrillo usa los bosques fuertemente impactados mientras estos provean la suficiente cobertura de árboles (Oliveira *et al.*, 2015).

1.7 Patrón de actividad

El patrón de actividad diario de los mamíferos es una característica importante de su historia natural y evolutiva (Di Blanco, 2015). Los mamíferos distribuyen su tiempo entre periodos de reposo y periodos de actividad, tales como de comportamiento, alimentación, interacciones, entre otras. El patrón de actividad se puede caracterizar como diurno, nocturno o crepuscular (Di Blanco, 2015). Hay diferentes factores ambientales y fisiológicos, así como una posible interrelación que actúa sobre los patrones horarios de actividad (Di Blanco, 2015). Sin embargo, este patrón podría verse modificado por efecto de actividades antrópicas. En México y Oaxaca se ha descrito una actividad nocturna para el tigrillo, dentro de un intervalo de 18:00 a 06:00 h (Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Pérez-Irineo *et al.*, 2017).

1.8 Justificación

La información actual sobre el tigrillo es muy escasa, por lo cual este trabajo cobra gran relevancia al permitir conocer cómo responde una población de tigrillo a presiones de manejo forestal, dado que la especie se encuentra en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010). Esta información será útil para las comunidades que realizan manejo forestal, en particular la de Santiago Comaltepec.

1.9 Hipótesis

El tigrillo al ser de hábitos principalmente arborícolas es más vulnerable a los cambios en la estructura del bosque, como la disminución de la cobertura vegetal en el área de manejo forestal de Santiago Comaltepec. Por lo tanto, va a evitar la zona y esto ocasionará una baja densidad de la especie para el bosque templado.

El manejo forestal no afectará el patrón de actividad del tigrillo, pues se encuentra descrito como nocturno y la actividad antrópica derivada del aprovechamiento forestal se realiza durante el día.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Conocer la densidad poblacional y patrón de actividad del tigrillo (*Leopardus wiedii*) del bosque templado de Santiago Comaltepec, Oaxaca, con y sin manejo forestal.

2.2 Objetivos Particulares

Para el bosque templado de Santiago Comaltepec, en un área con y sin manejo forestal:

- Reconocer las características de la vegetación asociada con la presencia del tigrillo.
- Estimar la densidad poblacional del tigrillo.
- Determinar la preferencia de hábitat del tigrillo.
- Conocer el patrón de actividad del tigrillo.

3. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El municipio de Santiago Comaltepec (Figura 4) se encuentra dentro del Distrito de Ixtlán de Juárez, en la región Sierra Norte del estado de Oaxaca. Sus coordenadas geográficas son 17° 33' 50" latitud norte, 96° 32' 52" longitud oeste (INEGI, 2015) y una altitud que va de los 450 msnm hasta los 3000 msnm (Luna-Krauletz, 2008). Santiago Comaltepec junto a San Juan Quiotepec y San Pedro Yolox conforman la Chinantla Alta (de Teresa, 1999).

Los tipos de vegetación presentes de acuerdo a Rzedowski (1978) son: bosque de coníferas, bosque húmedo de montaña y bosque tropical subcaducifolio. El bosque de coníferas presenta una temperatura media anual que varía entre 14 y 18 °C, con un clima templado sub-húmedo, cálido sub-húmedo a semicálido sub-húmedo y una precipitación de 600 a 2500 mm (Trejo, 2004). A estas condiciones se hace referencia en el presente trabajo como "bosque templado".

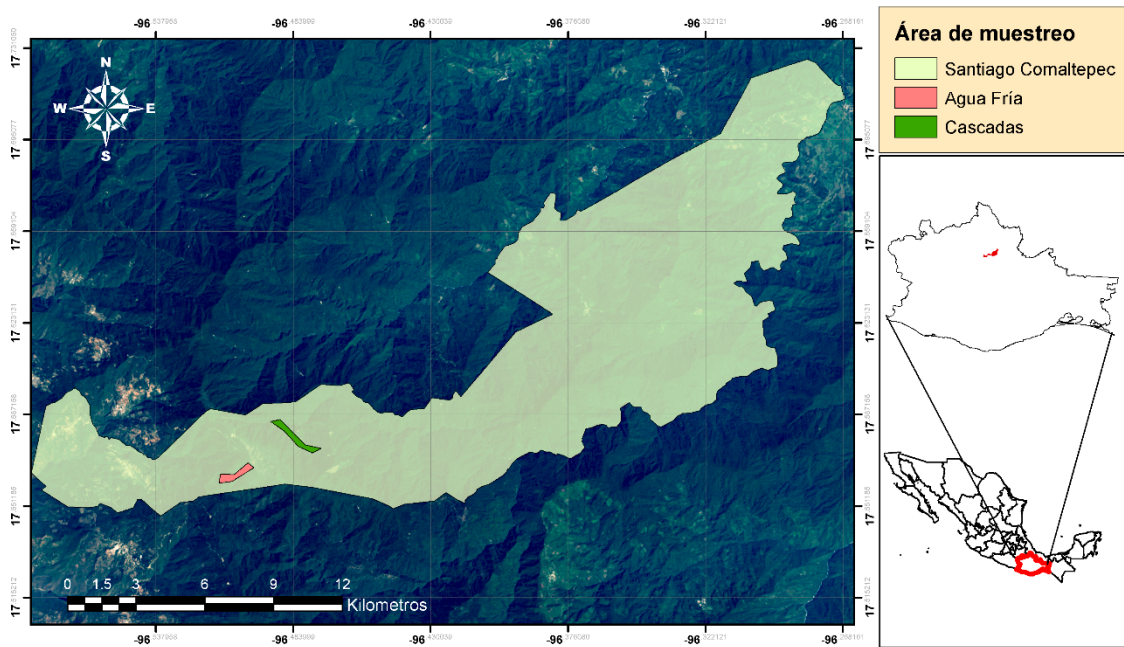


Figura 4. Ubicación del área de estudio. Imagen Satelital Landsat 8 con fecha del 01 de marzo del 2018, obtenida del portal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS).

3.2 Diseño de muestreo

3.2.1 Caracterización de Vegetación

Se seleccionó el área que comprende el bosque templado de Santiago Comaltepec, seleccionando dos localidades, separadas por 2.18 km lineales: una donde existe manejo forestal, denominado Cascadas y otra donde no se realiza, llamada Agua Fría (Figura 4).

Con el fin de evaluar el efecto del manejo forestal, se hizo un muestreo de vegetación en Cascadas y Agua Fría, para estimar la cobertura vegetal del área en los tres estratos reconocibles: arbóreo, árboles adultos; arbustivo, vegetación leñosa y ramificada desde la base, y herbáceo, vegetación no leñosa y rasante.

Se establecieron parcelas de 15 m x 15 m de manera aleatoria, con tres replicas por cada zona basado en el método utilizado por Morales-García (2007). Para arbustos y herbáceas se diferenciaron los individuos, considerando como unidades muestrales las agregaciones para herbáceas, y posteriormente se midió el diámetro mayor y menor de cada uno. La caracterización del estrato arbóreo se obtuvo mediante la resta del área total de la parcela menos la suma de las áreas totales de arbustos y herbáceas de cada parcela.

Para definir la cobertura vegetal de herbáceas y arbustos, se calculó la cobertura foliar de cada individuo (o unidad muestral) con la fórmula para obtener el área de una elipse, suponiendo que la copa dibuja una forma elipsoidal en el suelo (Maza-Villalobos *et al.*, 2014).

$$A = \pi \left(\frac{\text{Diámetro}_{\text{Mayor}}}{2} \right) \left(\frac{\text{Diámetro}_{\text{menor}}}{2} \right)$$

Mientras que el área total que cubren por parcela cada uno de estos estratos se obtuvo al sumar el área de todos los individuos.

Con el fin de conocer si existen diferencias significativas en la estructura de la vegetación de las dos zonas de muestreo, se realizó la prueba no paramétrica U- Mann-Whitney en el programa estadístico NCSS v7 (Hintze, 2010).

3.2.2 Cámaras-trampa

Se colocaron 20 cámaras-trampa; 12 en Agua Fría y 8 en Cascadas identificando sitios idóneos como senderos que funcionaran como pasos de fauna, puesto que

los carnívoros tienen una mayor probabilidad de registro sobre caminos y senderos (Maffei, 2002). Las estaciones fueron simples (una cámara) separadas entre sí por 0.5 km formando cuadrantes, cada cuadrante fue separado por 1 km en un patrón alternado de zig-zag (Figura 5), para aumentar la probabilidad de captura, considerando el ámbito hogareño promedio conocido para el tigrillo en México de 2.55 km² (Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012). Las cámaras se programaron para permanecer activas durante el periodo diario de 24 horas, se configuraron para tomar una secuencia de tres fotografías y un video asociado en intervalos de 1 segundo con duración de 10 a 20 segundos.

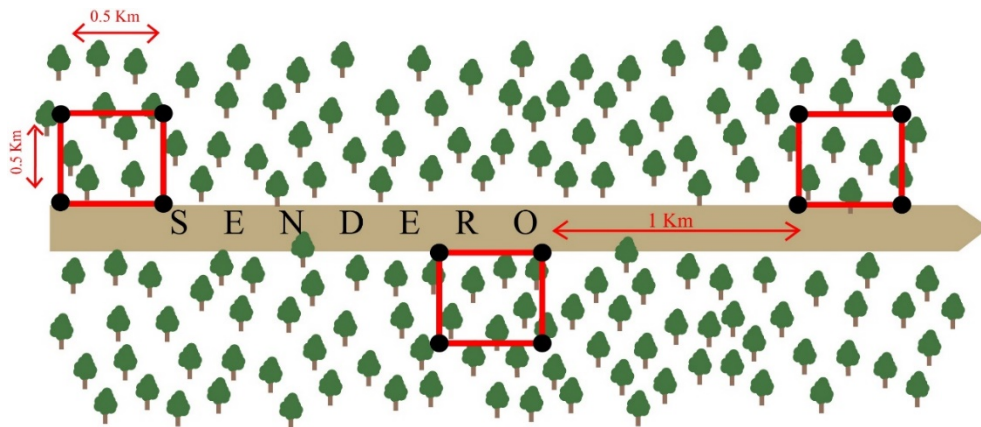


Figura 5. Arreglo espacial de los cuadrantes.

El muestro se llevó a cabo durante 425 días, de junio de 2016 a agosto de 2017. La recolección de datos se realizó cada mes durante este periodo.

3.3 Análisis de datos

El esfuerzo de muestreo se obtuvo a partir de multiplicar el número total de cámaras utilizadas, por el número total de días que duró el muestreo (días-trampa)

(Briones-Salas *et al.*, 2016). La identificación de individuos se hizo mediante las fotografías del flanco con mayor número de registros, en este caso del flanco derecho (Figura 6) para generar una matriz con las historias de captura-recaptura.



Figura 6. La identificación de individuos se hizo con el flanco derecho. Ejemplo: En las fotos se trata del mismo individuo captado en estaciones diferentes.

3.3.1 Estimación del tamaño poblacional (N)

Para calcular el tamaño de la población de tigrillo (N), se requirió conocer la probabilidad de captura, ya que N es un parámetro derivado $N = n/p$, donde n es el número de individuos identificados por medio del fototrampeo y p probabilidad estimada de captura a partir del modelo demográfico probabilístico de Cormack-Jolly-Sever (1964), que se obtuvo mediante el programa Mark 8.x (White y Burnham, 1999).

El modelo seleccionado fue el más parsimonioso y aquél que mejor se ajustó a la distribución de frecuencias observadas para las capturas y recapturas con menos parámetros. La selección se basó en el Criterio de Información de Akaike (AIC), que se define como la probabilidad de obtener los datos observados si el modelo es correcto, ajustado según el tamaño muestral y la sobredispersión de los datos (Burnham y Anderson, 2002).

3.3.2 Cálculo de área efectiva de muestreo (A)

Para calcular el área efectiva de muestreo se trazaron polígonos en las zonas de muestreo, los cuales se definieron a partir de las estaciones de cámara-trampa. Asimismo se obtuvo el área de influencia (Buffer) en ArcMap 10.5 (ESRI, 2017).

El buffer se calculó considerando la distancia máxima media de movimiento (MMDM) de la especie, como el promedio del ámbito hogareño de hembras y machos conocido para México (Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012; Oliveira

et al., 2015), siendo de 2.55 km². Se utilizó la fórmula para obtener el área de un círculo ($S = \pi r^2$), donde S es MMDM del tigrillo y r es el buffer (0.9 km²) (Soisalo y Cavalcanti, 2006). Finalmente, el área efectiva de muestreo (A) se obtuvo a partir de la suma del área de muestreo más el área de influencia.

3.3.3 Estimación de densidad poblacional (D)

La densidad se calculó con la siguiente fórmula:

$$D = \frac{N}{A} \times 100 \text{ km}^2$$

Donde N es el tamaño de población y A, el área efectiva de muestreo (Wilson y Anderson, 1985). Se estandarizó a 100 km² para que fuera comparable con otros estudios.

3.3.4 Preferencia de hábitat

La preferencia de hábitat se evaluó usando la técnica de intervalos de confianza de Neu *et al.* (1974), a partir de una prueba de bondad de ajuste X^2 ,

$$X^2 = \left[\frac{\sum(O - E)^2}{E} \right]$$

Donde:

O = Frecuencia observada

E = Frecuencias esperada

Esta prueba es utilizada para conocer si existen diferencias significativas

entre la utilización esperada de tipos de vegetación (su disponibilidad, en este caso su cobertura) y la frecuencia observada de su uso (número de registros fotográficos). En este trabajo se modificó en función del manejo forestal y de la técnica de fototrampeo.

La frecuencia esperada (E) se calculó a partir del número de cámaras de cada sitio entre el total, por el número de observaciones (registros) igualmente para cada sitio.

Posteriormente se calcularon los intervalos de Bonferroni (Miller, 1966; Neu *et al.* 1974; Byers *et al.*, 1984) con un intervalo de confianza del 95% para conocer si existe una preferencia. El cálculo se hizo para cada sitio, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$P_i - Z_{\alpha/2k} \sqrt{\frac{P_i(1 - P_i)}{n}} \leq P_i \leq P_i + Z_{\alpha/2k} \sqrt{\frac{P_i(1 - P_i)}{n}}$$

Donde:

P_i : Proporción de uso real de hábitat

Z_{α} : Valor de tabla de la proporción de la curva normal con 0.05 de probabilidad de error

k : Número de sítios o hábitat

n : Número de registros de tigrillo

El área efectiva de muestreo que se estimó para densidad, también se determinó como el hábitat disponible. La regla de decisión está determinada por el intervalo. Por último, con el fin de definir sobre cual sitio existe una mayor preferencia se precedió a realizar una prueba binomial con un nivel de significancia del 5%.

La prueba X^2 de bondad de ajuste se realizó bajo la restricción de valores esperados por categoría igual a dos, a diferencia de otros trabajos sobre preferencia donde el valor mínimo aceptable es de cinco. Sin embargo, Slakter (1965) demostró que la prueba X^2 es robusta incluso con muestras pequeñas. Al igual que Lewontin y Felsenstein (1965) con un número limitado de valores de n y de categorías k . No obstante, la prueba binomial exacta complementa y precisa la aproximación que arroja la prueba X^2 , pues el cálculo de los intervalos de Bonferroni permite ver la preferencia del hábitat en función de la disponibilidad de este.

3.3.5 Patrón de actividad

En cuanto al patrón de actividad, se clasificaron las capturas independientes de acuerdo al periodo de 24 hrs, dentro de intervalos de una hora, para dividirse en diurnos (06:01-18:00) y nocturnos (18:01-06:00) (Hernández-Saintmartín *et al.*, 2013). El patrón de actividad del tigrillo se caracterizó mediante estadísticos circulares. Se realizó una prueba de Rayleigh para evaluar la distribución de los registros de tigrillo durante las 24 h del día (Zar, 1998). Por otro lado, se comparó el patrón de actividad de ambos sitios de muestreo con una prueba no paramétrica

(U^2 de Watson) (Zar, 1998). Los gráficos y las pruebas estadísticas se realizaron con ayuda del software Oriana 4.0 (Kovach, 2011).

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización de la vegetación

Cuadro 2. Cobertura de los tres estratos de vegetación reconocibles por replica de cada zona.

AGUA FRÍA BSM: Bosque Sin Manejo Forestal						
	Arbustos		Herbáceas		Árboles	
	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Replica 1	44.8668126	19.9408056	64.0507125	28.4669833	116.082475	51.5922111
Replica 2	52.9317521	23.5252232	17.1517607	7.62300476	154.916487	68.8517721
Replica 3	57.7127064	25.6500917	43.1479687	19.176875	124.139325	55.1730333
CASCADAS BCM: Bosque Con Manejo Forestal						
	Arbustos		Herbáceas		Árboles	
	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Replica 1	0	0	45.713943	20.317308	179.286057	79.682692
Replica 2	0	0	36.0108985	16.0048438	188.989102	83.9951562
Replica 3	0	0	31.9778789	14.2123906	193.022121	85.7876094

Los datos de los estratos de vegetación que se obtuvieron en campo parecen diferir entre sitios, resalta la ausencia de arbustos en Cascadas (Cuadro 2). Sin embargo, los resultados de la prueba U Mann-Whitney muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los estratos de vegetación de la zona con y sin manejo forestal: arbóreo ($z = -1.74$, $p = 0.081$), arbustivo ($z = 1.85$, $p = 0.064$), herbáceo ($z = 0$, $p = 1.0$).

4.2 Densidad poblacional

Se obtuvo un total de 20 fotografías de tigrillo: 13 para agua fría y 7 para Cascadas. El esfuerzo de muestreo total fue de 8,500 días/trampa. Durante este periodo se identificaron tres individuos de tigrillo: dos en Cascadas y uno en Agua Fría.

El mejor modelo que se ajustó a lo observado fue el Φp (supervivencia y probabilidad de captura constantes) para el estudio (Cuadro 2), cuyo valor (AICc) es 79% más alto con respecto a los otros modelos. A partir de este modelo se obtuvo el tamaño de la población (N), que fue de 10 tigrillos dentro del bosque templado ($p = 0.28$, $\Phi = 0.89$).

Cuadro 3. Resultados del modelo probabilístico de Cormack-Jolly-Seber. El modelo incluye el manejo forestal (m) como fuente de variación para la probabilidad de supervivencia (Φ) y la probabilidad de captura (p).

Modelo	AICc ¹	AICc ²	AICc peso ³	Número de parámetros
Φp	32.07	0	0.79	2
$\Phi_m p$	35.30	3.23	0.16	3
Φp_m	37.36	5.30	0.05	3
$\Phi_m p_m$	44.62	12.56	0.001	4

¹Criterio de Información de Akaike (AIC)

²Diferencia entre el respectivo modelo y el mejor modelo

³Contribución relativa de cada modelo respecto a la suma total de modelos

El área efectiva de muestreo obtenida fue de 14.1 km² (buffer 0.9 km, Figura 6), con una densidad de 0.70 individuos/km² y una estimación de 70 individuos en 100 km².

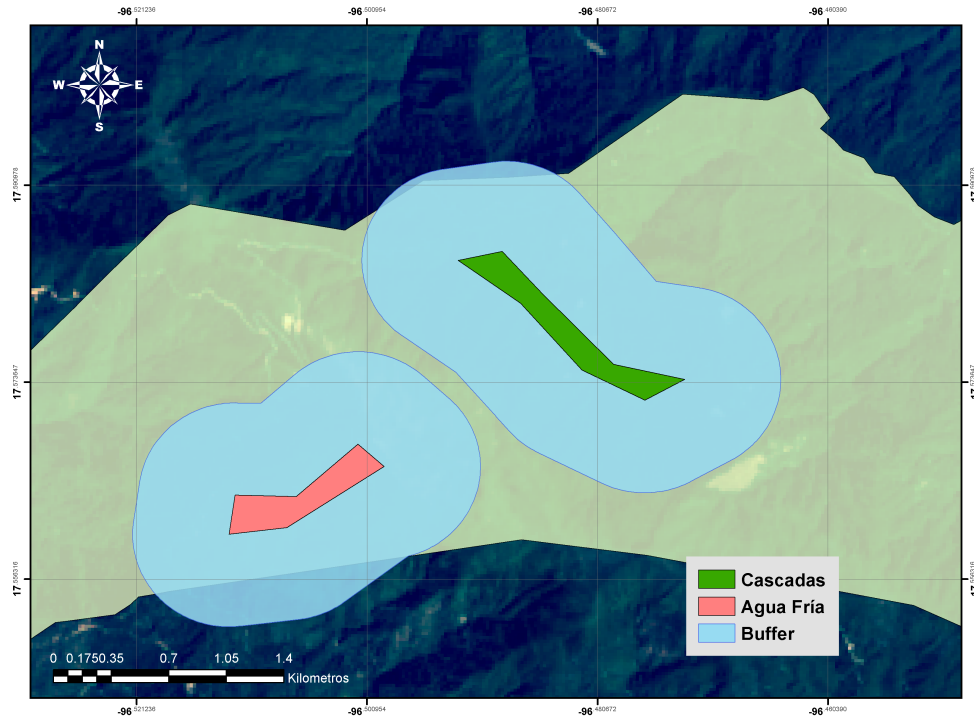


Figura 7. Área efectiva de muestreo que comprende el área de muestreo más la zona de influencia del tigrillo en el bosque templado de Santiago Comaltepec (en Arcmap 10.5).

La densidad se estimó para todo el bosque templado de Santiago Comaltepec, debido a la baja cantidad de datos obtenidos.

4.3 Preferencia de hábitat

Se obtuvieron diferencias significativas del uso de hábitat ($X^2= 9.767$ $gl=1$, $p< 0.05$, Cuadro 4).

Cuadro 4. Análisis de preferencia de hábitat del tigrillo mediante la prueba χ^2 y los intervalos de confianza de Bonferroni ($p < 0.05$, $gl=1$, $n=20$)

Sitio	N° de Cámaras-trampa	Proporción de uso esperada	Observado \pm 95% Intervalos de confianza de Bonferroni	Estadístico general y valor de p
BSM	12	0.44	$0.41 \leq 0.65 \leq 0.88$	$\chi^2 = 9.767$
BCM	8	0.55	$0.11 \leq 0.35 \leq 0.58$	$p < 0.05$

Debido a los valores obtenidos de la prueba χ^2 se calcularon los intervalos de Bonferroni, en el cual se observa que ambos sitios están siendo utilizados de acuerdo a su disponibilidad, pues la proporción de uso esperado se encuentra dentro de los intervalos calculados (Cuadro 4). Es decir, las características estructurales del hábitat que se encuentran asociadas a la presencia del tigrillo y su extensión, se mantienen para las dos zonas.

En tanto, prueba binomial no encuentra diferencias significativas ($p = 0.2632$), indicando que el tigrillo usa ambos sitios en función de la extensión del hábitat en el área muestreada, por lo tanto su presencia no se ve afectada por el manejo forestal, manteniendo la provisión de los recursos necesarios para su permanencia en el área.

4.4 Patrón de actividad

La actividad del tigrillo para la zona de Agua Fría es casi uniforme ($z = 1.9$, $p = 0.15$), predominantemente diurno con 65% de las observaciones durante el día ($\mu = 11:21$) y su pico de actividad es de 09:00 h. Mientras en Cascadas tiene una actividad más heterogénea ($z = 0.714$, $p = 0.506$), principalmente nocturno con

71% de los registros durante la noche ($\mu = 00:13$) y un pico de actividad de 02:00 h (Figura 8). La comparación del patrón de actividad del tigrillo entre ambas zonas es estadísticamente diferente ($U^2 = 0.199$, $p < 0.05$).

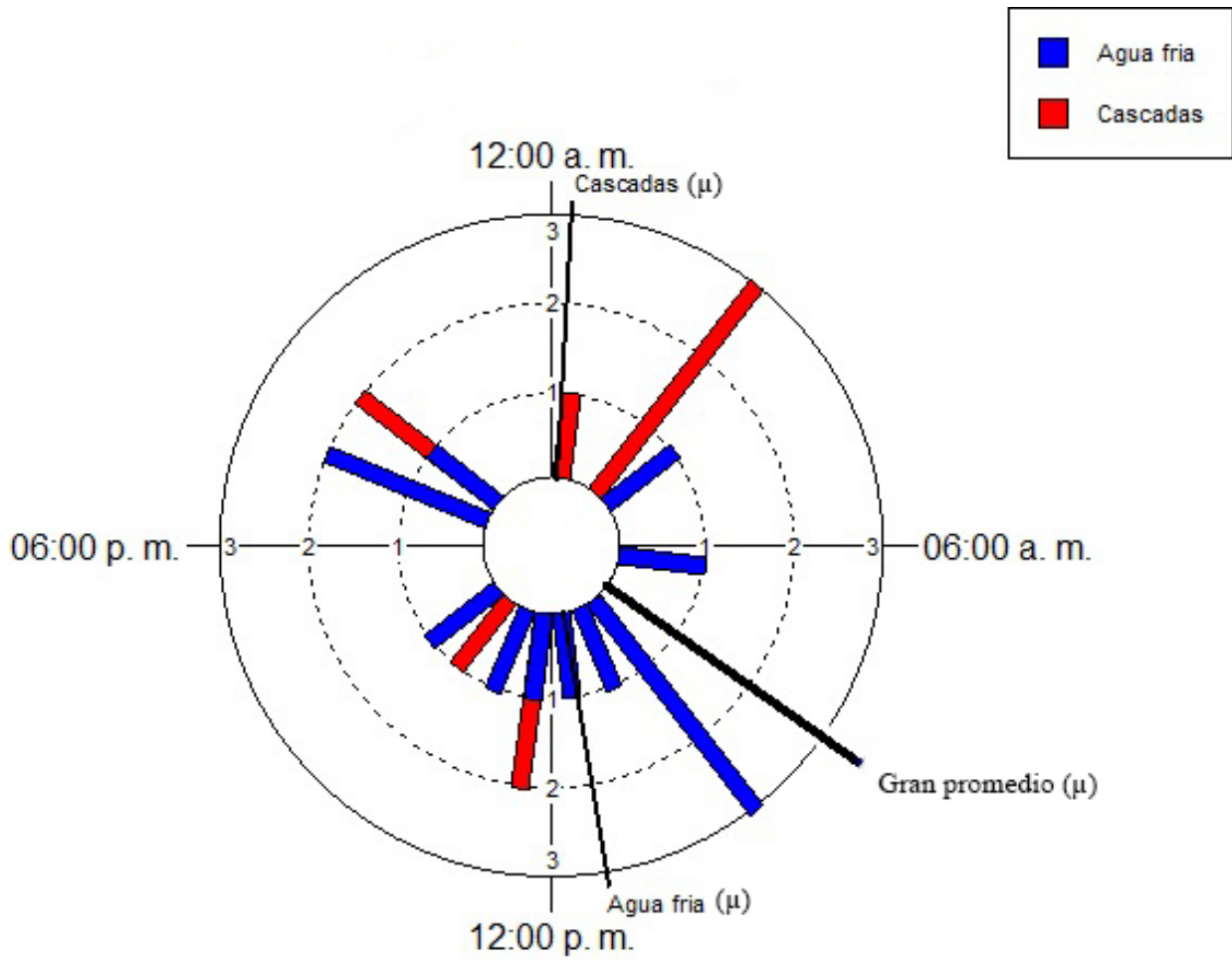


Figura 8. Gráfico circular del patrón de actividad del tigrillo en el bosque templado de Santiago Comaltepec. Las barras indican la cantidad de registros. La gran media (μ) para toda el área de bosque templado fue de 08:20.

5. DISCUSIÓN

5.1 Estructura de la vegetación y preferencia de hábitat

La combinación de los dos sistemas de aprovechamiento forestal por parte de la comunidad de Santiago Comaltepec parece mantener la cobertura de los diferentes estratos de la vegetación, siendo similar entre un sitio con y sin manejo forestal, pese a que el primero no presentaba cobertura arbustiva, posiblemente como consecuencia de la acción mecánica de corte y arrastre de los árboles aprovechados en el manejo forestal activo durante el muestreo en campo. A diferencia de las herbáceas, que al ser de rápido crecimiento mantiene su cobertura.

Las condiciones estructurales actuales del bosque manejado de Santiago Comaltepec no impiden el uso de este por parte del tigrillo, por lo que no manifiesta una preferencia diferenciada, lo que sugiere que ambos sitios le están brindando refugio y alimento, pues se ha documentado que rara vez usa sitios abiertos, mostrando una preferencia hacia los bordes entre los bosques y hábitats abiertos en donde se mantiene la cobertura forestal y una mayor abundancia de presas como roedores (Oliveira *et al.*, 2010; Di Bitetti *et al.*, 2010; Hodge, 2014), beneficiando así el comportamiento oportunista de depredación del tigrillo sobre especies más abundantes y vulnerables (Bianchi *et al.*, 2011).

De este modo, el área con manejo forestal podría fungir como un hábitat de borde, manteniendo una cobertura forestal necesaria para el tigrillo y ayudando a la proliferación de presas, principalmente roedores de hábitats abiertos en la zona de manejo así como de regeneración, atraídos por los desechos maderables,

plántulas y semillas (Sullivan *et al.*, 2012). Algunos consumidores de semillas, especialmente roedores granívoros, fungen como dispersores de semillas, sin embargo, pueden impactar negativamente en el establecimiento de las especies vegetales, debido a que su abundancia limita el reclutamiento de semillas y la regeneración de las plántulas, por lo que un potencial aumento en el número de tigrillos estaría contribuyendo a la regeneración del bosque intervenido, por lo tanto a la formación indirecta de comunidades vegetales (Roemer *et al.*, 2009).

En cambio, en el noroeste de Argentina se ha encontrado que existe una asociación negativa de la presencia del tigrillo en plantaciones de monocultivo de pino taeda (*Pinus taeda*), pese a que tiene una densa cobertura del dosel, presenta una escasa cobertura en el sotobosque (herbáceo y arbustivo), teniendo un efecto negativo en las poblaciones de tigrillo en esa región, esto podría estar dado por una baja abundancia de presas, un bajo éxito de cacería o una baja disponibilidad de sitios refugio (Cruz *et al.*, 2018). Por lo que el bosque intervenido de Santiago Comaltepec cobra gran relevancia, pues mantiene una estructura de la vegetación que beneficia el uso de este por parte de los tigrillos identificados y potencialmente para otros individuos circundantes. El uso de diferentes sistemas silvícolas ha beneficiado a las comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca, en términos económicos y ambientales, seis de éstas (incluye a la UZACHI) cuentan con el sello verde de Smart Woods que certifica el FSC, por la explotación sostenible del bosque, protegiendo a su vez las especies naturales y conservando los recursos como el agua, suelo, entre otros (Ceballos-Peréz, 2017).

5.2 Densidad poblacional

La densidad del tigrillo que se estimó en función del manejo forestal para el bosque templado de Santiago Comaltepec fue de 70 ind/100 km², este dato resultó mucho menor al calculado por Silva-Magaña (2017) de 125 ind/100 km² para el mismo sitio. Sin embargo, se aproxima más al resultado obtenido para el municipio vecino de San Pedro Yolox en la localidad de San Isidro Yolox con una densidad de 81 ind/100 km² (Pérez-Irineo *et al.*, 2017). Estas densidades se calcularon bajo los supuestos de población abierta, y que es comparativamente mayor respecto a estimaciones realizadas para población cerrada, donde se tiene una densidad de entre 1-5 ind/100 km² y la mayor estimación de 15-25 ind/100 km² en Sudamérica (Oliveira *et al.*, 2010; Oliveira, 2011). Luna-Krauletz (2008) a través de un análisis de requerimientos mínimos de área en función del número de población mínima viable de tigrillo y un área de actividad de 10.9 km², a diferencia del presente trabajo donde se utilizó el promedio conocido para México de 2.55 km² (Carvajal-Villarreal *et al.*, 2012), obtuvo una densidad baja de 9.15 ind/100 km² para el área de conservación comunitaria de la región de La Chinantla.

Usualmente en los estudios donde se han obtenido bajas densidades de tigrillo se han asociado a varios factores, principalmente se les caracteriza como vulnerables por sus hábitos arborícolas, viéndose fuertemente afectados por la disminución de la cobertura forestal, fragmentación y la presencia del ocelote, el cual que puede afectar los abundancia de otros felinos simpátricos menores, lo que se conoce como “efecto pardalis” (Oliveira *et al.*, 2010).

Cabe destacar que en este trabajo no se tuvo registro de ocelote para el área de bosque templado, esto puede deberse a que tiene una distribución preferencial por zonas ubicadas por debajo de los 1200 msnm (Nowell y Jackson, 1996). En contraste, se ha documentado la preferencia del tigrillo por bosques de pino-encino (López-Hernández, 2010), este tipo de bosques pueden llegar hasta los 3100 msnm (Granados-Sánchez *et al.*, 2007). Debido a esto, la ausencia del ocelote suscitaría un aumento en la abundancia de tigrillo, tal y como lo sugieren en otros trabajos (Oliveira *et al.*, 2010; Vanderhoff *et al.*, 2011; Pérez-Irineo *et al.*, 2017).

Otra posible causa de la densidad relativamente alta estimada para el tigrillo en este trabajo podría estar relacionado con la topografía accidentada del sitio, la elevación es un factor que influye en los patrones de distribución de los mamíferos (Ramos-Vizcaíno *et al.*, 2007), y ésta estaría limitando las distancias de desplazamiento de la especie, reduciendo su ámbito hogareño, por lo tanto un mayor número de individuos por área. No obstante, la relación en tamaño del área de muestreo y el ámbito hogareño podría estar generando una sobreestimación (Maffei y Noss, 2008).

5.3 Patrón de actividad

El patrón de actividad observado para ambos sitios difiere significativamente, siendo nocturno para la zona de Cascadas (donde se realiza el manejo forestal) coincidiendo con muchos trabajo dentro y fuera de México (Di Bitetti *et al.*, 2010; Pérez-Irineo *et al.*, 2017; Cruz *et al.*, 2018). A pesar de que la especie está

fisiológicamente adaptada a un estilo de vida nocturno (Oliveira, 1998; Di Bitetti *et al.*, 2010), es posible que la contaminación acústica por la acción mecánica de los trabajos para el aprovechamiento forestal durante el día influya en la notoria actividad nocturna ($\mu=00:13$), como ocurre con el ocelote o el tigrillo (*Leopardus guttulus*) que han mostrado una marcada actividad nocturna para evitar encuentros con humanos en sitios más impactados (Cruz *et al.*, 2018). Pues la actividad humana influye directamente en sus patrones de forrajeo y de comportamiento (Daniels *et al.*, 2019). Sin embargo, algunas especies pueden alterar su comportamiento para responder a estos cambios ambientales (Daniels *et al.*, 2019)

Por otro lado en la zona de Agua Fría (sin manejo forestal) su patrón de actividad se amplía hasta diurno ($\mu=11:21$). Esto puede deberse a varios factores, como la ausencia de actividad humana, así como de depredadores tope y de algunos mesocarnívoros competidores, ya que la segregación temporal juega un papel importante en los mecanismos de co-ocurrencia entre especies de carnívoros que compiten directamente (Carothers y Jaksic, 1984; Roemer, *et al.*, 2009; Oliveira-Santos *et al.*, 2012).

6. CONCLUSIÓN

No se encontraron diferencias en la estructura de la vegetación entre la zona con y sin manejo forestal, esto coincide con el uso no diferenciado del hábitat por parte del tigrillo, mostrando tolerancia hacia el manejo forestal y una estimación alta de densidad (70 ind/100 km²).

El patrón de actividad es notablemente diferente entre los sitios, siendo nocturno para la zona con manejo forestal correspondiente a su descripción en la literatura. Sin embargo, tiene una inusual actividad diurna en la zona sin manejo forestal.

6.1 Sugerencias y recomendaciones

Los resultados sugieren que el manejo forestal por parte de la comunidad de Santiago Comaltepec es adecuado para el mantenimiento de la población local de tigrillo, sin modificar su patrón de actividad. Siendo un indicativo del buen estado de conservación del bosque templado de la comunidad. No obstante, se recomienda realizar estudios para conocer la dieta del tigrillo en la zona, así como de la abundancia y riqueza de otras especies, principalmente de presas potenciales, además dar continuidad al monitoreo biológico y muestreos de vegetación más robustos para ver los posibles efectos que el aprovechamiento forestal pueda tener sobre otras especies de mamíferos y así fortalecer los programas de manejo forestal que además ayuden a su certificación por el buen uso y conservación de su bosque.

7. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal. *Madera y Bosques*, 21(1), 17–28.
- Aldape-López, C. T. (2011). Estructura de comunidades de mamíferos carnívoros bajo influencia de Manejo Forestal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional.
- Aranda, 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., México. 255 p.
- Aranda, M., y Valenzuela-Galván, D. (2015). Registro notable de margay (*Leopardus wiedii*) en el bosque mesófilo de montaña de Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(4): 1110–1112.
- Arriaga, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., y Loa, E. (2000). Regiones Terrestres Prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 605 p.
- Beyer, H. L., Haydon, D. T., Morales, J. M., Frair, J. L., Hebblewhite, M., Mitchell, M., y Matthiopoulos, J. (2010). The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550): 2245–2254.
- Bianchi, R. de C., Rosa, A. F., Gatti, A., y Mendes, S. L. (2011). Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. *Zoologia (Curitiba, Impreso)*, 28(1): 127–132.
- Botello, F., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., y Sánchez-Cordero, V. (2006). Primer registro del tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) y del gato montés (*Lynx rufus*, Kerr 1792) en la reserva de la biósfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 22(1): 135–139.
- Bou, N. (2013). Distribución potencial de tres especies de *Leopardus* (Carnivora: Felidae) para Uruguay. Tesis de Licenciatura. Universidad de la Republica, Uruguay.
- Briones-Salas, M. y Sánchez-Cordero, V. (2004). Mamíferos, pp. 423-447. En: A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (Eds.). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. México.
- Briones-Salas, M., Cortés-Marcial, M., y Lavariaga, M. C. (2015). Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3): 685–710.

- Briones-Salas, M, Lira-Torres, I., Carrera-Treviño, R., Sánchez-Rojas, G. (2016). Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico. *Therya*. 7(1):123–34.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed.). Springer. 488 p.
- Byers, C., Steinhorst, R., y Krausman, P. (1984). Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *The Journal of Wildlife Management*, 48(3): 1050-1053.
- Carothers, J., y Jaksić, F. M. (1984). Time as a Niche Difference: The Role of Interference Competition. *Oikos*, 42(3): 403–406.
- Carrera-Treviño, R., Astudillo-Sánchez, C. C., Garza-Torres, H. A., Martínez-García, L., y Soria-Díaz, L. (2018). Interacciones temporales y espaciales de mesocarnívoros simpátricos en una Reserva de la Biosfera: ¿coexistencia o competencia? *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 996.
- Carvajal-Villarreal, S., Caso, A., Downey, P., Moreno, A., Tewes, M. E., y Grassman, L. I. (2012). Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnivora) at “El Cielo” Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *Mammalia*, 76(3): 237–244.
- Ceballos-Peréz, S. G. (2017). Manejo forestal comunitario sustentable en la Sierra Norte de Oaxaca. Editor E.Villanueva. 310 p.
- Chapela, F. (2007). El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca, pp 123–145 En D. B. Bray, L. Merino Pérez, y D. Barry (Eds.), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Chapela, F. (2012). Estado de los bosques en México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. 217 p.
- Charre-Medellín, J., Monterrubio-Rico, T., Guido-Lemus, D., y Mendoza, E. (2015). Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Rev. Biol. Trop.* 63: 783–797
- Cinta-Magallón, C. C., Bonilla-Ruz, C. R., Alarcón-D, I., y Arroyo-Cabrales, J. (2012). Dos nuevos registros de margay (*Leopardus wiedii*) en Oaxaca, México, con datos sobre hábitos alimentarios. *Cuadernos de Investigación UNED*, 4(1): 33–40.
- CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) (2013). Recuperado el 2 de noviembre del 2018 de:

<https://www.cites.org/>

Colección de Fotocolectas Biológicas (2019). Departamento de Zoología, Instituto de Biología (IBUNAM). Universidad Nacional Autónoma de México.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2010). *Leopardus wiedii* (tigrillo). Distribución conocida. Recuperado el 7 de mayo del 2019 de <http://geoportal.conabio.gob.mx/>

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2019). *Leopardus wiedii*. Recuperado el 7 de mayo del 2019 de: <http://enciclovida.mx/especies/34862-leopardus-wiedii>

Cormack, A. R. M. (1964). Estimates of Survival from the Sighting of Marked Animals. *Biometrika*, 51(3): 429–438.

Cruz-Espinoza, A., González-Pérez, G. E., y Ronel Vázquez, P. (2012). Nota de la variación en la riqueza específica de mamíferos entre áreas de conservación y de aprovechamiento forestal en la Sierra Madre de Oaxaca. *Therya*, 3(3): 327–332.

Cruz, P., Iezzi, M. E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M. S., y Paviolo, A. (2018). Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS ONE*, 13(8): 1–21.

Daniels, S. E., Fanelli, R. E., Gilbert, A., y Benson-Amram, S. (2019). Behavioral flexibility of a generalist carnivore. *Animal Cognition*, 22(3): 387–396.

De Teresa A. P. (1999). Población y recursos en la región Chinanteca de Oaxaca. *Desacatos* 1:121-152.

Di Bitetti, M. S. (2009). Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy* 18: 32-41.

Di Bitetti, M. S., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., y Paviolo, A. (2010). Niche partitioning and species coexistence en a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, 36(4): 403–412.

Di Blanco, Y. (2015). Patrones de actividad y de uso de hábitat de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*) reintroducidos en Iberá, Corrientes, Argentina. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba.

Díaz-Pulido, A. P., y Payán, E. (2012). Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. Bogotá, Colombia.

- Environmental Scientific Research Institute (ESRI). (2017). Redlands, California: ESRI.
- Espinoza-Medinilla, E. E., Torres-Romero, E. J., y Tarango-Arámbula, L. A. (2018). Additional Records of Wild Mammals in the Forest Management Area: Los Ocotones, Chiapas, Mexico. *Agrociencia* 52(4): 553-562
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soule, M. E., Virtanen, R., y Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333: 301– 306.
- Foster, R. J., y Harmsen, B. J. (2012). A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management*, 76(2): 224–236.
- Frumhoff, P. C. (1995). Wildlife en Conserving Forests Managed for Tropical Timber to provide a more viable complement to protected areas. *BioScience*, 45(7): 456–464.
- Fuentes-Moreno, H., Trejo-Ortiz, A., y Santos-Moreno, A. (2018). Records of two species of felines in Oaxaca, México. *Therya*, 9(3): 265–268.
- Goodwin, G. G. (1969). Mammals from the state of Oaxaca, Mexico, in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 141(1): 1–270.
- Granados-Sánchez, D., López-Ríos, G. F., y Hernández-García, M. A. (2007). Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13(1): 67–83.
- Gray, E. L., Burwell, C. J., y Baker, A. M. (2016). Benefits of being a generalist carnivore when threatened by climate change: the comparative dietary ecology of two sympatric semelparous marsupials, including a new endangered species (*Antechinus arktos*). *Australian Journal of Zoology*, 64(4): 249.
- Hernández-SaintMartín, A., O. Rosas-Rosas., J. Palacio-Núñez., L. Tarango-Arámbula., F. Clemente-Sánchez y A. Hoogesteijn. (2013). Activity Patterns of Jaguar, Puma and their Potential Prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana*, 29(3): 520-533.
- Hintze, J. (2010). NCSS Statistical data analysis software. <http://www.ncss.com>
- Hodge, A. M. C. (2014). Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foothills of Ecuador. *Mammalia*, 78(3): 351–358.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2015). *Anuario estadístico y geográfico de Oaxaca 2015*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Karanth, K. U., y Nichols, J. D. (1998). Estimation of Tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8): 2852–2862.
- Kitchener, A. (1991). *The Natural History of the Wild Cats*. Christopher Helm.
- Kovach, W.L. (2011). *Oriana: circular statistics for windows*. Pentraeth: Kovach Computing Services, 171 p.
- Krebs, C. J. (1999). Estimating abundance and diversity: Mark-Recapture techniques, pp. 20–77. In *Ecological Methodology* (2nd ed.). Benjamin Cummings.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K. P., Clobert, J., y Anderson, D. R. (1992). Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: a Unified Approach With Case Studies. *Ecological Monographs*, 62(1): 67–118.
- Lewontin, R., y Felsenstein, J. (1965). The Robustness of Homogeneity Tests en 2 x N Tables. *Biometrics* 21(1): 19-33.
- Lira-Torres, I., y Briones-Salas, M. (2012). Relative abundance, and activity patterns of mammals at Chimalapa's forest, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(3): 566–585.
- López-Hernández, L.D. (2010). Abundancia y patrón de actividad de *Leopardus wiedii* en la Sierra Nanchititla, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Luna-Krauletz, M. D. (2008). Conservación de carnívoros en el área comunal protegida de Santiago Comaltepec, Sierra Madre de Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional.
- Madrid, G. (2016). Las prácticas silvícolas comunitarias favorecen la conservación de la biodiversidad. Recuperado el 15 de junio del 2017 de <http://www.ccmss.org.mx/>
- Maffei, L., Cuéllar, E., y Noss, A. J. (2002). Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Rev. Bol. Ecol.* 11: 55-65.
- 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.
- Martella, M. B., Trumper, E., Bellis., L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., y Gleiser, R. M. (2012). *Manual de Ecología Poblaciones: Introducción a*

- las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres Mónica. *Reduca (Biología)*. Serie Ecología, 5(1): 1–31.
- Maza-Villalobos, S, Macedo-Santana, F., Rodríguez-Velázquez, J., Oyama, K., y Martínez-Ramos, M. (2014). Variación de la estructura y composición de comunidades de árboles y arbustos entre tipos de vegetación en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán. *Botanical Sciences*, 92(2): 243-258.
- McGinley, K. (2000). El manejo del bosque natural tropical y su impacto en la diversidad de la fauna. Una visión general integrada. *Revista Forestal Centroamericana* 32:34-38.
- Merino Pérez, L. (2004). Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A. C.
- Miller, R. G. (1966). *Simultaneous statistical inferences*. McGraw-Hill, New York. 272 p.
- Morales-García, J. J. (2007). Ensamblaje de mamíferos terrestres en un bosque templado en áreas bajo diferente manejo forestal, en Huasca de Ocampo, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Nelson, E. W., y Goldman, E. A. (1931). New carnivores and rodents from Mexico. *Journal of Mammalogy*, 12: 302-306.
- Neu, C. W., Byers, C. R., y Peek, J. M. (1974). A Technique for Analysis of Population Density Data. *The Journal of Wildlife Management*, 38(3): 541–545.
- Nowell, K. and Jackson, P. (1996) *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. IUCN, Gland, 382 pp.
- O'Connell, A., Nichols, J., y Karanth, K. U. (2011). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs, C. J., Zuleta, G., Murray, D. L., y Hofer, E. J. (1998). Functional Responses of Coyotes and Lynx to the Snowshoe Hare Cycle. *Ecology*, 79(4): 1193.
- Oliveira, T.G. (1998). *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species*, 579:1-6.
- Oliveira, T.G., Tortato, M.A., Silveira, L., Kasper, C.H, Mazim, F.D., Lucherini, M., Jácomo, A.T., Soares, J.B., Marques, R.V., Sunquist, M. (2010). Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics, pp

- 559–580. In: MacDonald D, Loveridge A (Eds) Biology and conservation of wild felids. Oxford University Press, Oxford.
- Oliveira, T.G. (2011). Ecologia e conservação de pequenos felinos no Brasil e suas implicações para o manejo. Tesis de Doctorado. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Oliveira, T. G., Paviolo, A., Schipper, J., Bianchi, R., Payan, E., y Carvajal, S. V. (2015). *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11511A50654216. Recuperado el 8 de junio del 2019 de: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11511A50654216.en>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Zucco, C. A., Cáceres, N. C., y Goulart, F. V. B. (2012). Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia (Curitiba)*, 29(2): 115–120.
- Ordóñez Díaz, J. A. B. (2008). Cómo entender el manejo forestal, la captura del carbono y el pago de servicios ambientales. *Ciencias*, 90: 36–42.
- Padilla Gómez E., García Santiago P. A., Mariche Zárate M. J., Lavariega Nolasco M., Santiago Velasco J., Méndez Méndez R. O., Hernández Mazas A. A., Flores Rosales M., y Miguel Bautista V. A. (2015). Diseño e implementación de un sistema piloto para el monitoreo comunitario de la biodiversidad en las Áreas Naturales Protegidas de la Región Mixteca, Oaxaca. Acuerdo OP51, Proyecto GEF-Mixteca, World Wildlife Fund, México, Oaxaca.
- Paulucci, J. (2018). El ensamble de carnívoros medianos y pequeños de la Reserva de Recursos La Fidelidad (Chaco): Estado Poblacional y su relación con variables ambientales. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Córdoba.
- Pérez-Irineo, G., Santos-Moreno, A., y Hernández-Sánchez, A. (2017). Density and activity pattern of *Leopardus wiedii* and *Leopardus pardalis* en Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Therya*, 8(3): 223–232.
- Ramírez-Pulido, J., González-Ruiz, N., Gardner, L. A. y Arroyo-Cabral, J. (2014). List of recent land mammals of México. Special Publications Museum of Texas Tech University, 63: 1–69.
- Ramos-Vizcaíno, I., Guerrero-Vázquez, S., y Huerta-Martínez, F. M. (2007). Patrones de distribución geográfica de los mamíferos de Jalisco, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 78(1): 175–189.
- Rocha-Mendes, F., y Bianconi, G. V. (2009). Opportunistic predatory behavior of margay, *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), in Brazil. *Mammalia*, 73(2): 151–152.

- Roemer, G. W., Gompper, M. E., y Van Valkenburgh, B. (2009). The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience*, 59(2): 165–173.
- Roldán-Félix, E. (2014). Experiencias comunitarias de manejo forestal en bosques templados. Recuperado el 8 de marzo del 2019 de: https://coin.fao.org/coin.../3._eusebio_rolan_pres_uzachi_sem_intern_mfs_2014.pdf
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. México, D. F. 504 p
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G., y Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 496–504.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental, especies nativas de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. México: Diario Oficial de la Federación.
- Silva-Magaña, N. A. (2017). Caracterización del Efecto Pardalis en tres tipos de cobertura vegetal en Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca.
- Slakter, M. J. (1965). A Comparison of the Pearson Chi-Square and Kolmogorov Goodness-of-Fit Tests with Respect to Validity. *Journal of the American Statistical Association*, 60(311): 854–858.
- Soisalo, M. K., y Cavalcanti, S. M. C. (2006). Estimating the density of a jaguar population en the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling en combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129(4): 487–496.
- Suárez, G. (2017). Manejo forestal comunitario en Oaxaca: el bosque protegido por comunidades y ejidos. Recuperado el 8 de marzo del 2019 de <http://www.ccmss.org.mx/>
- Sullivan, T. P., Sullivan, D. S., Lindgren, P. M. F., y Ransome, D. B. (2012). If we build habitat, will they come? Woody debris structures and conservation of forest mammals. *Journal of Mammalogy*, 93(6): 1456–1468.
- Sunquist, M., y Sunquist, F. (2002). *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press.
- Tarsi, K., y Tuff, T. (2012). Introduction to Population Demographics. *Nature Education Knowledge*, 3(11): 1–9.

- Tobler, M. W., Garcia Anleu, R., Carrillo-Percastegui, S. E., Ponce Santizo, G., Polisar, J., Zuñiga Hartley, A., y Goldstein, I. (2018). Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two case studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*, 220: 245–253.
- Trejo, I. (2004). Clima, pp.67-85. En: A.J. García-Mendoza, M.J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. México.
- UZACHI (Unión de Comunidades Zapoteco-Chinanateca). (2018). Santiago Comaltepec. Recuperado el 10 de abril de 2018 de <http://www.uzachi.com>
- Vanderhoff, N. E., Hodge, A. M., Arbogast, B. S., Nilsson, J., y Knowles, T. W. (2011). Abundance and activity patterns of the Margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the Eastern Andes of Ecuador. *Mastozoología Neotropical*, 18(2): 271–279.
- Walker, S. E. (2011). Density and Dispersion. *Nature Education Knowledge*, 3(10):1–4.
- White, G. C., y Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46(1): 120–139.
- Wilson, K., y Anderson, D. (1985). Evaluation of Two Density Estimators of Small Mammal Population Size. *Journal of Mammalogy*, 66(1): 13-21.
- Zar, J. H. (1998). *Biostatistical Analysis* (4th ed.). Upper Saddle River, N.J: Pearson Prentice-Hall.