



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

EFFECTO DE LA DESTRUCCIÓN DE HÁBITAT POR INCENDIOS
FORESTALES EN EL RANGO DE DISTRIBUCIÓN DE MAMÍFEROS
SILVESTRES EN CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

TESIS QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

DANIEL AURELIO MIRANDA AGUILERA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JESÚS MARTÍNEZ VÁZQUEZ



PUEBLA

OCTUBRE, 2023

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que han contribuido de una u otra forma en la realización de esta tesis. En especial, quiero agradecer a mi familia y a mi novia por su apoyo incondicional durante todo el proceso.

A mi papá, quien siempre me ha inspirado con su dedicación al trabajo, su esfuerzo por siempre buscar una vida mejor, su amor y compromiso incondicional como padre para brindarme mucho más de lo que él tuvo.

A mi mamá, quien me ha brindado su amor incondicional y me motivó con su interés genuino por las diferentes actividades académicas que realicé durante mi formación como Biólogo.

A mi abuelita Pilapila, quien ha sido un ejemplo de dedicación y fortaleza a lo largo de su vida, le agradezco por su sabiduría y su educación, las cuales han sido fundamentales para mi formación como persona y estudiante; especialmente le agradezco todo el cariño y cuidados que me brindó desde niño.

A mi novia Nay, quien ha sido mi compañera y apoyo incondicional en todo desde que inicié esta carrera. Su paciencia, comprensión y amor han sido fundamentales para mantenerme motivado y enfocado en el desarrollo de esta tesis. De igual manera agradezco a su familia por su apoyo y abrirme las puertas de su hogar.

A mi tío Carlos y a mi tía Leo (Q.E.P.D) por brindarme un segundo hogar durante toda mi educación universitaria.

Al Dr. Jesús Martínez, por la asesoría en este trabajo, sus enseñanzas en el área de la mastozoología y su siempre amable disposición para educar e instruir.

A la M. en C. Rosa María González Monroy y a la Dra. Adriana Martínez Guevara por sus comentarios y observaciones para la mejora de este trabajo.

A Patricia Arroyo Domínguez, por su acompañamiento e invaluable ayuda en el reconocimiento inicial de la zona.

A Don Jaime Zamora por permitirme trabajar en su propiedad y por su indispensable ayuda en la identificación del área afectada por el incendio.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	ii
RESUMEN	iv
INTRODUCCIÓN	1
Incendios forestales: Características básicas	2
Incendios forestales en México	5
Incendios forestales en Puebla y Chignahuapan	5
Mamíferos de Chignahuapan	7
ANTECEDENTES	10
Efectos directos del fuego y respuesta de los mamíferos	10
Emigración e inmigración de mamíferos posterior al fuego	11
Efecto de los incendios forestales en la distribución de la mastofauna	12
OBJETIVOS	16
HIPÓTESIS	17
MATERIAL Y MÉTODOS	18
Área de estudio	18
Ubicación geográfica	18
Clima	19
Vegetación	20
Muestreo	21
RESULTADOS	23
Cámara-trampa	23
Recolección de vestigios	30
DISCUSIÓN	34
CONCLUSIONES	36
REFERENCIAS	37

RESUMEN

Los incendios forestales constituyen un factor preponderante en la transformación, fragmentación y destrucción del hábitat de la mastofauna. Es importante estudiar el efecto de estos siniestros en la abundancia de los mamíferos pues estos organismos son de gran importancia ecológica en los ecosistemas forestales y económica para el ser humano. En este trabajo, se analizó el impacto de un incendio forestal en la abundancia de mamíferos en la zona de Loma Alta en el municipio de Chignahuapan, Puebla. Se obtuvieron 72 registros de mamíferos, de los cuales 37 pertenecen a la zona quemada y 35 a la zona no quemada. Se encontró que el incendio tuvo un impacto negativo en la abundancia de tres especies de mamíferos, dos de estos de hábitos semi-arborícolas: cacomixtle (*Bassariscus astutus*) y ardillón de las rocas (*Otospermophilus variegatus*) y uno estrictamente arborícola: ardilla de Peters (*Sciurus oculatus*). Sin embargo, el paso del incendio tuvo un impacto positivo en la presencia de dos especies: tlacuache nortño (*Didelphis virginiana*) y comadreja cola larga (*Mustela frenata*) que se registraron exclusivamente dentro de la zona post-incendio. Al interior del área de estudio se encontraba una zona reforestada, esta mostró un impacto negativo en la presencia de mamíferos, pues no se consiguió ningún registro dentro de su perímetro, probablemente por su menor complejidad en estructura de hábitat y menor diversidad vegetal. El paso del fuego fue un factor diferencial en la presencia de especies de cada zona y en la abundancia de las mismas, diezmando por completo a los organismos con hábitos arborícolas estrictos (ardilla de Peters) dentro del perímetro incinerado. Sin embargo, se tradujo de manera positiva en la presencia de especies omnívoras no arborícolas (tlacuache nortño y comadreja cola larga), que mostraron total predilección por las áreas sublimadas. Respecto a las especies semi-arborícolas que anidan en madrigueras (ardillón de las rocas y cacomixtle), si bien disminuyeron su presencia en la zona del incendio, mostraron tolerancia al mismo, pues se registraron múltiples veces en ambas zonas.

INTRODUCCIÓN

México ocupa el tercer lugar a nivel mundial en diversidad de mamíferos, con un registro de 529 especies nativas pertenecientes a 192 géneros, 47 familias y 12 órdenes, de estos últimos Rodentia y Chiroptera representan el 77% del total (Ceballos *et al.*, 2005). Sin embargo, se debe denotar que el número de especies descritas varía de acuerdo con el autor y año de publicación, esto se debe en gran medida a la desaparición de sinonimias y a la descripción de nuevas especies (Reeder *et al.*, 2007).

En la actualidad, los mamíferos de México están enfrentando problemas ambientales severos que afectan su supervivencia a largo plazo (Ceballos *et al.*, 2005). De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010), 291 especies de mamíferos se encuentran en alguna categoría de riesgo y ocho se clasifican como probablemente extintas en vida silvestre. De manera adicional, se tiene conocimiento de una marcada ineficiencia en la protección de la mastofauna en Áreas Naturales Protegidas, ya que cerca de la quinta parte del total de especies, un tercio de las endémicas y un tercio de las vulnerables, no son consideradas para su conservación y/o protección (Vázquez y Valenzuela-Galván, 2009).

Se debe resaltar que los mamíferos en general tienen una gran importancia ecológica y económica, al fungir como presas y depredadores, supresores de artrópodos, dispersores de semillas, modeladores del paisaje y polinizadores (Kasso y Balakrishnan, 2013). En el caso de los grandes herbívoros como los ciervos (*Odocoileus spp.*) o depredadores como los lobos (*Canis lupus*), son especies “emblemáticas” muy conspicuas y bien conocidas, mientras que los roedores, murciélagos y los mustélidos son considerados como organismos crípticos, pero no por ello menos importantes en sus ecosistemas (Bond, 2015).

A pesar de que muchos mamíferos han evolucionado con una amplia resiliencia ecológica ante condiciones ambientales variables y perturbaciones naturales durante períodos prolongados (*sensu* Lawler, 2003), existen factores como la caza

y la fragmentación excesiva del hábitat por mano del hombre que son cualitativa y cuantitativamente diferentes de las perturbaciones naturales para las que estos mamíferos evolucionaron (Spies y Turner, 1999), lo que se refleja en la reducción de sus rangos naturales de distribución (Bond, 2015).

Dentro de este contexto, la pérdida y fragmentación del hábitat está considerada como una de las causas principales de la actual crisis de biodiversidad (Santos y Tellería, 2006), provocando la desarticulación de las distribuciones originales en subpoblaciones cada vez más pequeñas y aisladas, sometidas a problemas crecientes de viabilidad genética y demográfica (Hedrick, 2001). Estas alteraciones pueden tener repercusiones indirectas, al resultar en el desensamble de redes tróficas (Cagnolo y Valladares, 2011), ya que cuanto más pequeña (menor número de efectivos) es una población aislada, más vulnerable es ante factores estocásticos de extinción (San Vicente y Valencia, 2012).

Entre dichos factores se puede señalar a los incendios forestales (San Vicente y Valencia, 2012), los cuales, en su gran mayoría son de origen antrópico, provocados principalmente por actividades de cambio de uso del suelo (García *et al.*, 2012). Sin embargo, estos incendios también están relacionados con el cambio climático, ya que las altas temperaturas y la sequía prolongada favorecen su generación (González *et al.*, 2011).

Sankaran (2005) menciona que los incendios son importantes reguladores ecológicos de las poblaciones de flora y fauna, los cuales al provocar cambios estructurales en la vegetación pueden incidir en modificaciones en la interacción depredador-presa, por ejemplo, en la intensificación predatoria de algunos mamíferos carnívoros (Letnic y Dickman, 2010; Radford, 2012). A su vez, los siniestros alteran también el uso del hábitat y la disponibilidad y distribución de recursos alimentarios para las especies silvestres (Hopcraft y Sinclair, 2010).

Incendios forestales: Características básicas

De acuerdo con Villers (2006) y la Comisión Nacional Forestal CONAFOR (2010), los incendios forestales logran presentar un amplio número de divergencias y

pueden clasificarse dentro de tres tipos, en función del daño que ejerzan sobre los ecosistemas:

1. Los *superficiales*, donde el fuego se propaga de forma horizontal sobre la superficie del terreno y alcanza hasta metro y medio de altura
2. Los *subterráneos*, en los que el fuego consume la materia orgánica acumulada del mantillo, las raíces y los afloramientos rocosos
3. Los incendios de copa o *aéreos*, siendo estos los más destructivos, peligrosos y difíciles de controlar, debido a que consumen en su totalidad la vegetación.

El origen de los siniestros es casi en su totalidad de origen antropogénico, se estima que sólo el 1% de las igniciones obedecen a causas naturales como impactos de rayos o erupciones volcánicas (CONAFOR, 2010; García *et al.*, 2012), el resto de los incendios pueden ser producto de negligencias (quemadas agropecuarias no controladas, fogatas, restos de fumadores, quema de basura y urbanización), intencionales (quemadas por conflictos entre personas o comunidades, tala ilegal o litigios), o accidentales (rupturas de líneas eléctricas, accidentes automovilísticos, ferroviarios y aéreos; CONAFOR, 2010).

Fuego y ecosistemas

De manera general, los incendios forestales suelen percibirse como perturbaciones destructivas (Lyon *et al.*, 2000). Sin embargo, el fuego y los ecosistemas han establecido relaciones, donde incluso, estos últimos han desarrollado adaptaciones para depender de sus efectos, como control de plagas, reducción de sobrepoblación de malezas, regulación de los ciclos biogeoquímicos (liberación e incorporación de nutrientes) y la generación de hábitats abiertos para una gran diversidad de plantas heliófilas (CONAFOR, 2010; Pausas *et al.*, 2019).

Morgan *et al.* (2001) denominan a este tipo de relación, entre fuego y ecosistemas como régimen del fuego, el cual contempla la frecuencia de incidencia, la severidad, la intensidad, la escala espacial y la fuente predominante de ignición. Es decir, un

régimen de incendios describe los patrones espacio-temporales y el impacto del fuego sobre los ecosistemas, y proporciona un enfoque integrador para identificar sus efectos.

Los ecosistemas se pueden clasificar en términos de su relación con las características del régimen del fuego, tales como: combustibles, inflamabilidad, ignición y condiciones de propagación del fuego (Shlisky *et al.*, 2007).

Shlisky *et al.* (2007) afirman que, en función del régimen del fuego que presenten (combustibles, inflamabilidad, ignición y condiciones de propagación del fuego) los ecosistemas pueden ser clasificados en tres categorías:

- A. **Ecosistemas dependientes del fuego:** en estos sus especies han evolucionado en presencia del fuego, a tal grado que los incendios son un proceso vital para la conservación de la biodiversidad, y en los que excluir el fuego, o introducir fuego ecológicamente inapropiado (entiéndase con una frecuencia, gravedad o sincronización estacional inadecuadas) puede causar severas alteraciones al ecosistema. Según la CONAFOR (2010) estos ecosistemas son abundantes en México, particularmente en los matorrales al noroeste del país, con géneros de plantas como: *Arctostaphylos*, *Ceanothus*, *Pinus*, *Quercus* y *Garrya*; y en el particular caso de los encinos arbustivos en México central, destacan las especies de *Q. frutex*, *Q. microphylla* y *Q. repanda*.
- B. **Ecosistemas sensibles al fuego:** la mayoría de las especies de estos ecosistemas no están adaptadas a la presencia del fuego y la incidencia del mismo puede tener un impacto catastrófico en la biodiversidad, pues para la recuperación de la vegetación original han de transcurrir varios siglos. La ocurrencia persistente del fuego puede también producir un bucle de retroalimentación negativo, en el que los bosques sean más susceptibles al fuego en el futuro y degradando así rápidamente los ecosistemas forestales. Se engloban en esta categoría bosques tropicales perennifolios o subperennifolios (selvas altas y medianas perennifolias y subperennifolias),

bosque tropical caducifolio (selva baja caducifolia), manglares, bosques de oyamel y bosques de encino (CONAFOR, 2010).

- C. **Ecosistemas independientes del fuego:** comprenden áreas muy secas que carecen de continuidad suficiente entre combustibles forestales como para transmitir el fuego (desiertos), o bien áreas muy frías y constantemente húmedas (tundra). En estos ecosistemas el fuego es imposible de sustentar como fuerza evolutiva (CONAFOR, 2010).

Incendios forestales en México

En México existen las condiciones climáticas propicias para que un gran número de ecosistemas sean vulnerables a incendios forestales durante la temporada de mayor estiaje (sequía) (SEMARNAT, 2001). Se presentan dos temporadas de mayor incidencia: la primera, correspondiente a las zonas centro, norte, noreste, sur y sureste del país, que inicia en enero y concluye en junio. La segunda temporada inicia en mayo y termina en septiembre, y se registra en el noroeste del país (CONAFOR, 2010).

De acuerdo con la información más actualizada de la Comisión Nacional Forestal (enero, 2022), en el periodo de 2011 a 2021 se registraron un total de 83,883 incendios a nivel nacional, con un promedio de 7,626 por año. El año de mayor incidencia durante ese periodo fue 2011, con 12,113 siniestros, mientras que el menos afectado fue 2015, con 3,809. Durante 2021, la entidad federativa con mayor ocurrencia de incendios fue el Estado de México, al presentar 1,494 en total, mientras que Baja California Sur y Campeche fueron los estados menos agravados, con sólo cinco siniestros respectivamente.

Incendios forestales en Puebla y Chignahuapan

De acuerdo con García *et al.* (2012), en el estado de Puebla el mayor peligro de incendio se distribuye en tres zonas: la Sierra Norte, el poniente colindando con Tlaxcala, y el sureste colindando con Veracruz, donde el 42,3% de la superficie

forestal del estado se encuentra en grado de peligro mínimo a bajo, 57,7% corresponde a grado de peligro medio, alto y extremo y tan solo el 3,9% lo clasifica como mínimo (Figura 1).

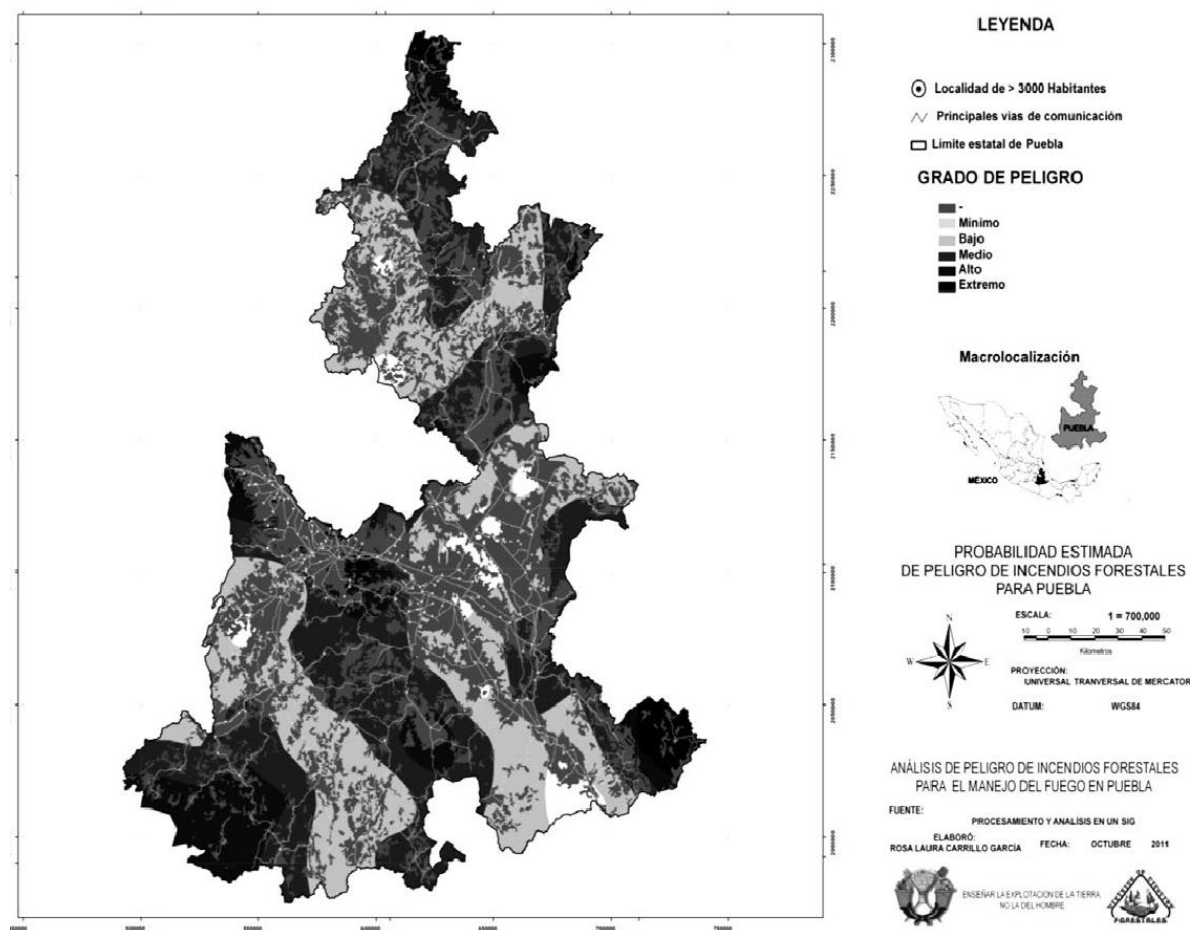


Figura 1. Probabilidad estimada de peligro de incendios forestales para Puebla (tomada de García *et al.*, 2012).

Para el municipio de Chignahuapan, el bosque de *Pinus hartwegii* en el ejido Rinconada, representa la región de mayor incidencia de incendios forestales en el estado de Puebla. El 91,7 % de los incendios se registró en primavera y el 8,3 % durante verano; el intervalo medio entre cada incidencia es de 5.6 años (Cerano-Paredes *et al.*, 2016).

Mamíferos de Chignahuapan

El municipio de Chignahuapan cuenta con 24 especies de mamíferos silvestres, pertenecientes a siete órdenes, 11 familias y 18 géneros; el grupo predominante es Rodentia, presentando 15 de las 24 especies registradas, le sigue Chiroptera con tres especies y por debajo se encuentra Carnivora con dos especies por grupo; la familia con mayor presencia es Cricetidae con 10 especies, y el género más diverso es *Peromyscus* al presentar seis especies (CONAFOR, 2017; Cuadro 1).

Cuadro 1. Especies de mamíferos silvestres de Chignahuapan (CONAFOR, 2017).

Orden	Familia	Género	Especie
Carnivora	Canidae	<i>Canis</i>	<i>Canis latrans</i>
	Procyonidae	<i>Bassariscus</i>	<i>Bassariscus astutus</i>
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Corynorhinus</i>	<i>Corynorhinus mexicanus</i>
		<i>Lasiurus</i>	<i>Lasiurus cinereus</i>
		<i>Myotis</i>	<i>Myotis thysanodes</i>
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus</i>	<i>Dasypus novemcinctus</i>
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis</i>	<i>Didelphis virginiana</i>
Eulipotyphla	Soricidae	<i>Sorex</i>	<i>Sorex ventralis</i>
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus</i>	<i>Sylvilagus floridanus</i>
Rodentia	Cricetidae	<i>Peromyscus</i>	<i>Peromyscus beatae</i>
			<i>Peromyscus difficilis</i>
			<i>Peromyscus gratus</i>
			<i>Peromyscus levipes</i>
			<i>Peromyscus maniculatus</i>
			<i>Peromyscus melanotis</i>
	Muridae	<i>Microtus</i>	<i>Microtus mexicanus</i>
		<i>Reithrodontomys</i>	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>
			<i>Reithrodontomys megalotis</i>
			<i>Reithrodontomys sumichrasti</i>
	Muridae	<i>Neotomodon</i>	<i>Neotomodon alstoni</i>
	Geomyidae	<i>Thomomys</i>	<i>Thomomys umbrinus</i>
		<i>Cratogeomys</i>	<i>Cratogeomys merriami</i>
	Sciuridae	<i>Sciurus</i>	<i>Sciurus aureogaster</i>
		<i>Otospermophilus</i>	<i>Otospermophilus variegatus</i>

En términos generales, la importancia de este trabajo radica en su enfoque, ya que abarca una problemática ambiental relevante y actual, la cual tiene implicaciones para la conservación de la biodiversidad. Además, este estudio al centrarse en una región específica (Chignahuapan, Puebla), permite generar información detallada sobre los efectos de los incendios forestales en la fauna local. Por lo que se considera que la justificación de este trabajo yace sobre tres pilares principales:

1.- Los incendios forestales son un problema ambiental grave y cada vez más frecuente debido al cambio climático y a la actividad humana (CITA). Estos siniestros tienen un impacto significativo en la biodiversidad y en la calidad de los ecosistemas, lo que puede tener consecuencias graves para la salud humana y el bienestar económico.

2.- La mastofauna comprende un grupo de animales muy importante dentro de los ecosistemas forestales, ya que son animales clave en la cadena alimenticia y en la polinización y dispersión de semillas. Además, muchos de estos animales son especies endémicas y/o están en peligro de extinción, lo que aumenta la importancia de estudiar los efectos de los incendios en su abundancia.

3.- Por último, la tesis propuesta tiene una importancia global, ya que los incendios forestales se presentan en cualquier parte del mundo, afectando la distribución de la mastofauna. Por lo tanto, los resultados de esta investigación, podrán ser útiles como base para diseñar estrategias de conservación y restauración de los ecosistemas afectados por los incendios forestales y para establecer medidas de prevención de estos siniestros.

ANTECEDENTES

Efectos directos del fuego y respuesta de los mamíferos

Si bien la intuición podría inferir que los incendios forestales son devastadores para los animales, el fuego sólo mata y lesiona a una proporción relativamente pequeña de las poblaciones animales (Lyon *et al.*, 2000). Debe considerarse además que la capacidad de los mamíferos para sobrevivir al fuego es dependiente de la movilidad de los mismos y de la uniformidad, severidad, tamaño y duración del siniestro (Wright y Bailey, 1982).

Al respecto, Lyon *et al.* (1978) concluyeron, al analizar múltiples publicaciones sobre incendios forestales en norteamérica y Europa, que existían discrepancias conductuales entre mamíferos pequeños y grandes cuando se encontraban en presencia del fuego: las especies de menor talla tienden a entrar rápidamente en pánico, mientras que los mamíferos grandes con mayor movilidad tienden a merodear calmadamente la periferia del fuego.

Singer y Schullery (1989) por su parte, concluyeron que los grandes mamíferos eran lo suficientemente móviles como para alejarse del peligro durante los incendios. Observaron bisontes, alces y otros ungulados pastando y descansando, a menudo a 100 metros o menos de los árboles en llamas.

Ford *et al.* (1999) establecieron que la mayoría de los mamíferos pequeños escapaban del fuego utilizando túneles subterráneos, caminos debajo del mantillo húmedo, cavidades en tocones y raíces, y espacios debajo de rocas, taludes y madera muerta. Con respecto a los roedores de menor talla, Simons (1991) sostiene que los que construyen sus nidos a ras de la superficie son más vulnerables a la mortalidad directa por fuego que las especies que anidan a mayor profundidad, ya que sus nidos están contruidos con materiales secos e inflamables.

Los trabajos de French y French (1993); Gasaway y DuBois (1985) y Oliver *et al.* (1997) registraron la mortalidad directa por fuego en mamíferos grandes y pequeños, incluidos el coyote, el venado cola blanca, el bison, el oso negro y el

alce. Respecto a esto, Lyon *et al.* (2000) concluyeron que las probabilidades de mortalidad de estas especies grandes aumentan cuando los frentes del fuego son amplios y se mueven rápidamente, donde el fuego ha alcanzado la copa de los árboles y hay presencia de humo denso a ras del suelo. Singer y Schullery (1989) observaron, en incendios ocurridos en Yellowstone en 1988, que la mayoría de decesos de animales de este tipo fueron causados por la inhalación de humo. Sin embargo, French y French (1993) han afirmado que la mortalidad directa por fuego tiene poca influencia sobre las poblaciones de especies grandes en su conjunto, e incluso se han documentado especies de carnívoros grandes, como osos grizzly, osos negros y coyotes alimentándose de los cadáveres dejados por el paso del siniestro.

Emigración e inmigración de mamíferos posterior al fuego

Lyon *et al.* (2000) aseveran que a pesar de que existe la noción general de que los animales abandonan el área de forma permanente *a posteriori* de la incidencia de del fuego forestal, muchos de los organismos que migran a causa de la desaparición de sus fuentes de alimento y cobertura, regresan al cabo de días o inclusive horas, esto dependiendo de qué tan severamente haya sido alterada la estructura del hábitat y de la disponibilidad de alimento.

Muchos animales se sienten atraídos por el fuego, el humo y las áreas quemadas recientemente (Crownier y Barrett, 1979). La mayoría de los mamíferos viajan al menos ocasionalmente en busca de alimento y refugio (Lyon *et al.*, 2000). Algunos usan áreas quemadas exclusivamente y otros las usan estacionalmente o como parte de su área de distribución (Quinn, 1990).

Lloyd (1938) en su obra "Forest fire and wildlife" uno de los trabajos pioneros en el tema— describió el desplazamiento de animales grandes hacia las áreas quemadas en busca de protección contra los insectos. Por su parte, Quinn (1990), en California, observó a pumas en los márgenes de las áreas recién quemadas, donde los ciervos tendían a congregarse Crownier y Barrett (1979) informaron de la

actividad predatoria del zorro rojo en una quema reciente en un campo de Ohio, en Estados Unidos de Norteamérica.

Varios trabajos describen el desplazamiento de mamíferos grandes a áreas recién quemadas, motivados por la cantidad o calidad de alimentos de estas zonas (e.g. Courtney, 1989; Lyon *et al.*, 2000; Peek, 1972).

En el norte de Alberta, Canadá, Courtney (1989) reportó la migración de berrendos a una pradera mixta dos meses después de un incendio, donde aparentemente los rumiantes encontraron apetecibles los nopales chamuscados, desprovistos de sus espinas gracias al fuego. También observaron que, a la primavera siguiente, el berrendo se mudó al área quemada, porque en esta, la vegetación comenzó a crecer aproximadamente tres semanas antes que en el campo sin quemar.

En Minnesota, Peek (1972) observó una población de alces que migró a un rodal de un bosque boreal quemado siete meses atrás, aparentemente atraídos por el aumento de forraje; la densidad de alces aumentó de 0.5 por milla cuadrada unos meses después del incendio, a más de dos por milla cuadrada dos primaveras después del incendio.

Risenhoover y Bailey (1985), mencionan que el borrego cimarrón prefiere forrajear en áreas con buena visibilidad, pues las áreas de vegetación densa le obligan a mantener un mayor nivel de alerta, mermando su eficiencia de forrajeo. Mazaika *et al.* (1992) recomiendan fuegos prescritos en las montañas de Santa Catalina, Arizona, para despejar arbustos grandes y mantener la calidad de la dieta estacional del borrego cimarrón.

Efecto de los incendios forestales en la distribución de la mastofauna

Los bosques ofrecen hábitats importantes para mamíferos pequeños, los incendios pueden tener efectos pronunciados en las poblaciones de estos al crear, transformar o destruir estructuras de hábitat como árboles vivos y muertos, arbustos y escombros leñosos (Bond, 2015). Las igniciones no sólo pueden mermar

cuantitativamente sus poblaciones, sino erradicar por completo la presencia de especies de roedores arborícolas dentro de las áreas afectadas por el siniestro (Kirkland *et al.*, 1996).

Ream (1981) menciona que los conejos y las liebres se asocian a vegetación arbustiva y coníferas de talla pequeña que les proporcionan refugio y que las deflagraciones eliminan temporalmente estos constituyentes del hábitat; pero a pesar de esto, los lagomorfos retornan rápidamente a medida que la vegetación se regeneró.

En Alberta, Canadá, Keith y Surrendi (1971) documentaron que las liebres americanas (*Lepus americanus*) de un bosque boreal emigraron de sitios intensamente quemados al hábitat circundante inmediatamente después de un incendio, pero regresaron el segundo verano después del incendio cuando la vegetación arbustiva se había restablecido.

Torre y Díaz (2004) reportan que algunos mamíferos pequeños parecen presentar una mayor tolerancia a estos infortunios: en parcelas quemadas recientemente por intensos incendios forestales en un bosque mediterráneo de pino y encino en España, la abundancia de mamíferos pequeños, principalmente ratones y musarañas, fue mínimamente disminuida, lo que atribuyeron a la gran cantidad de semillas y plántulas presentes en sitios recién quemados.

Respecto a mamíferos medianos, múltiples trabajos encontraron que los zorros muestran una aparente preferencia por zonas arrasadas por incendios intensos: Soyumert *et al.* (2010) registraron que el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) en los bosques de pino rojo de Turquía, mostró una presencia mayor en el área de incendios forestales. En los bosques de pino carrasco de Grecia, Birtsas *et al.* (2012) describieron que después de los incendios, la presencia de zorros rojos fue ampliamente predominante en áreas severamente quemadas, en comparación de las áreas medianamente afectadas y las no quemadas. De similar manera, Borchert (2012) detalló que durante tres años posteriores a fuertes incendios forestales en los bosques mixtos de coníferas de las montañas de San Bernardino en el sur de California, se manifestó una mayor presencia de zorros grises (*Urocyon*

cinereoargenteus) en condiciones post-incendio de severidad mixta sobre las áreas no quemadas, y en dos de los cuatro años posteriores al incendio no se registraron zorros en absoluto dentro de las zonas no alcanzadas por el fuego, pero el coyote (*Canis latrans*) se detectó con mayor frecuencia en los bosques no abrasados.

En lo que a felinos refiere, el trabajo de Borchert (2012) con foto-trampas, documentó lince (*Lynx rufus*) en cantidades similares en bosques severamente quemados y no quemados, pero las capturas en el área quemada disminuyeron con el tiempo durante los cuatro años del estudio; durante esta misma investigación, el registro de pumas (*Puma concolor*) fotografiados fue más numeroso en bosques fuertemente incinerados, sin embargo, el tamaño de la muestra de estos últimos fue muy pequeña (cuatro pumas en áreas quemadas y uno en áreas no quemadas).

Respecto a los omnívoros, González *et al.* (2021) encontró que *Didelphis marsupialis* fue fuertemente disminuido en zonas incendiadas en Colombia, potencialmente por la disminución de disponibilidad de alimento. Contrastantemente, Lyon *et al.* (2000) aseveran que los omnívoros al ser especies oportunistas, presentan poco cambio en sus poblaciones en respuesta al fuego, pero tienden a prosperar en áreas donde su alimento preferido es más abundante, a menudo en incendios recientes.

Wisdom *et al.* (2006) sostienen que la relación de los ungulados con los incendios resulta más profunda que la de limitarse a ser simples víctimas y/o espectadores, debido a que el pastoreo y el ramoneo de estos herbívoros influyen de manera directa en la biomasa, la estructura y el tipo de vegetación disponible para quemar, estos animales son determinantes en la dinámica de dispersión del fuego. Además, Wan *et al.* (2014) observaron en cinco diferentes bosques de Utah, Estados Unidos, que las áreas post-incendio proporcionan un espacio apetecible para los ungulados debido al rebrote de vegetación forrajera durante las instancias tempranas posteriores a la quema.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar el impacto de un incendio forestal en la zona de Loma Alta en el municipio de Chignahuapan, Puebla, sobre la presencia y abundancia de mamíferos en la zona afectada y en las áreas circundantes.

Objetivos particulares

- Realizar un muestreo de mamíferos en el área afectada por el siniestro en la zona de Loma Alta en el municipio de Chignahuapan, Puebla.
- Comparar la ocurrencia de individuos entre las áreas incendiadas y las áreas circundantes al incendio forestal.
- Identificar las especies de mamíferos presentes en las áreas afectadas y las áreas circundantes al incendio forestal y analizar la distribución espacial de las especies respecto al siniestro.
- Cotejar los resultados obtenidos en este estudio con los de la literatura citada.
- Evaluar el impacto del incendio forestal en la zona de Loma Alta en el municipio de Chignahuapan, Puebla, sobre la distribución de mamíferos presentes en la zona afectada y en las áreas circundantes.

HIPÓTESIS

Se anticipa que la presencia de mamíferos arborícolas pequeños y de lagomorfos en las zonas abrasadas sea menor, debido a que estas especies son más sensibles a la destrucción de la masa vegetal causada por el fuego, pues la pérdida de árboles y arbustos, junto con la reducción de la diversidad y cantidad de alimentos disponibles, puede repercutir negativamente en la capacidad de estas especies para sobrevivir y reproducirse en estas áreas.

En contraste, las especies omnívoras, por su naturaleza generalista, no deberían verse afectadas de manera significativa por la conflagración, así que se prevé que estén distribuidas en proporciones similares entre las zonas afectadas y las no afectadas por el fuego.

A su vez, los roedores no arborícolas y otros mamíferos pequeños deberían mostrar cierta predilección por las zonas post-fuego que les ofrecen una gran cantidad de semillas y plántulas para alimentarse; consecuentemente, la presencia de estos pequeños organismos y la mayor visibilidad de los mismos, atraería la presencia de depredadores de hábitos carnívoros a las zonas conflagradas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La identificación y delimitación de la zona quemada se logró con la colaboración de los ejidatarios propietarios de los terrenos que conforman el área de estudio, quienes estuvieron presentes durante los esfuerzos de sofocación del siniestro.

Ubicación geográfica

El área de estudio corresponde a una zona que fue afectada por un incendio forestal en la zona correspondiente a Loma Alta, dentro del Municipio de Chignahuapan, Puebla (Pérez-Sesma, 2012). El municipio se encuentra entre las coordenadas 19° 39'42" y 19° 58'48" de Norte y 97° 57'18" y 98° 18'06" de Oeste y su altitud oscila entre los 3.400 y los 2.200 metros sobre el nivel del mar (INEGI, 2014). Por su extensión, de 591.92 km², se considera el tercer municipio más grande del estado de Puebla (INEGI, 2010). Localizado al occidente de la Sierra Norte (González *et al.*, 2016), colinda con el municipio de Zacatlán al Norte, al Sur con el estado de Tlaxcala, al Oeste con los municipios de Zacatlán y Aquixtla, y al Este con el estado de Hidalgo (Salinas *et al.*, 2017; Figura 2).

De acuerdo con los pobladores, el siniestro, ocurrido en el año 2021, comenzó el día 28 de abril y fue sofocado nueve días después, el 7 de mayo por cuadrillas de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural junto con Protección Civil Estatal y Municipal (SET Noticias, 2021).

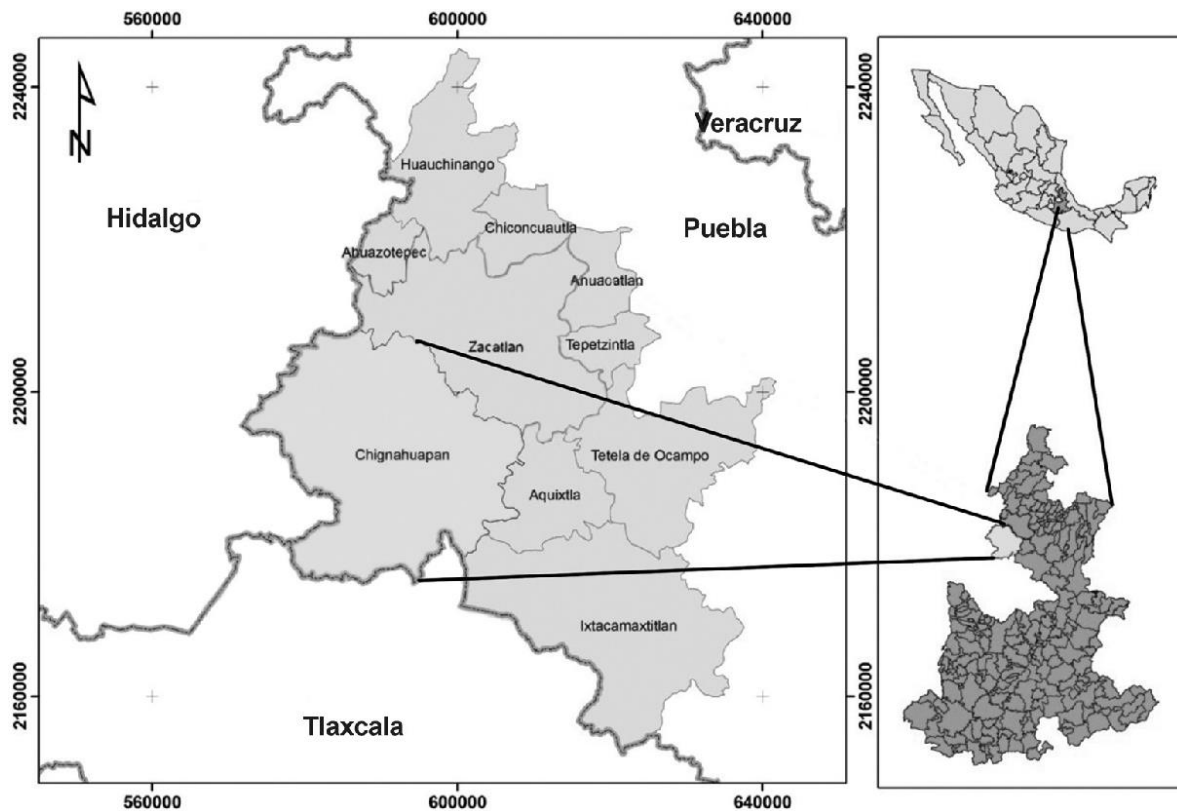


Figura 2. Localización de Chignahuapan, Puebla (tomado de Salinas *et al.*, 2017).

Clima

El clima es del tipo Cbw, templado con verano fresco y régimen de lluvias de verano temperaturas promedio mensuales que varían de 10° C la mínima en los meses más fríos (invierno) a 16° C en los meses más cálidos (verano), con máximas entre 20° C y 24° C (García, 1987). La precipitación total anual varía de 600 a 1000 mm; el porcentaje de lluvia invernal es menor a 5 %, y una altitud promedio de 2,260 m (SEMARNAT, 2007).

Vegetación

Dentro del área de estudio se encuentran manchones de vegetación densa de bosque de pino-encino, siendo ésta la vegetación nativa del lugar y estando igualmente presente dentro de la zona quemada y la no quemada. Las especies predominantes son: *Pinus ayacahuite*, *P. patula*, *P. teocote*, *P. montezumae* y *Quercus crassifolia*; se utilizó la clave taxonómica de Espinoza-Pelcastre *et al* (2018) para la identificación de estas especies.

Al interior de la zona del siniestro se encuentra un área reforestada (en años previos al incendio) de coníferas (*Pinus ayacahuite* y *P. patula*), donde los árboles más jóvenes que no alcanzaban el metro y medio de altura fueron arrasados por el fuego. Sin embargo, los árboles con altura mayor a los dos metros sobrevivieron casi en su totalidad, lo que sugiere un incendio de tipo superficial (CONAFOR 2010; Figura 3).



Figura 3. Área reforestada al interior de la zona del incendio.

Muestreo

La estrategia de muestreo constó de técnicas no invasivas (González, 2005). Para el muestreo de especies medianas y grandes se hizo el uso de una cámara-trampa marca “MixMart” modelo “HC-801A”, método particularmente útil en la detección e identificación de especies raras y crípticas, para monitorear abundancias relativa y absoluta, y para estudiar patrones de actividad (Botello *et al.*, 2006). La cámara-trampa se dispuso fijada a troncos, instalándose a una altura de 80 centímetros del suelo (Cruz-Bazán *et al.*, 2017). Como cebo se utilizó alimento procesado para gatos sabor atún, efectivo para atraer carnívoros, insectívoros y carroñeros (Bilenca *et al.*, 1999; Cruz-Bazán *et al.*, 2017), el cual fue distribuido a una distancia de 2 metros frente a la cámara-trampa (Cruz-Bazán *et al.*, 2017). La cámara-trampa se dispuso en seis puntos del área de estudio (tres dentro del área quemada y tres fuera de ésta), dejándose por periodos de cuatro semanas en cada uno de estos sitios. Para la zona del siniestro se escogieron dos puntos dentro de los parches de vegetación de pino-encino y uno dentro de la zona reforestada con coníferas; en cuanto al área sin quemar se seleccionaron igualmente dos puntos dentro de la vegetación densa nativa, pero al no presentar esta zona un área reforestada, se eligió el tercer punto al margen de una vereda sobre la que se encontraron excretas.

De manera adicional, se consideraron los vestigios que los mamíferos dejaban durante sus actividades (Aranda, 2012). Se recorrió la zona de estudio en 10 transectos de un kilómetro respectivamente, con orientación este-oeste y una distancia intermedia de 100 m entre cada franja de terreno para la búsqueda de los siguientes vestigios:

Huellas. Se buscaron en lodo y suelo arcilloso. Los lugares más apropiados para buscarlas fueron las veredas, caminos, charcos y orillas de cuerpos de agua; estas se fotografiaron junto a una escala graduada para su posterior identificación (Aranda, 2012; Romero *et al.*, 2007).

Pelo. Al ser una característica exclusiva de los mamíferos, su hallazgo es evidencia fehaciente de la presencia de ciertas especies en una región, puede encontrarse dejada por el organismo de manera directa en

madrigueras y cortezas de árboles (Monroy-Vilchis y Rubio-Rodríguez, 2003; Romero *et al.*, 2007). Para la identificación taxonómica se utilizó la guía de Monroy-Vilchis y Rubio-Rodríguez (2003).

Excretas. La forma y tamaño varía entre las especies, en algunos casos puede distinguirse el género al que pertenecen y son indicadoras de los hábitos alimentarios de los especímenes (Romero *et al.*, 2007). Una vez encontradas, las excretas fueron recolectadas en bolsas de papel las cuales fueron numeradas y georreferenciadas, posteriormente fueron secadas al sol para evitar el crecimiento de moho. Para reconocer el tipo de excretas de diferentes especies de mamíferos se utilizó la obra de Aranda (2000).

Egagrópilas. La recolección de estos vestigios resulta particularmente efectiva para inferir las especies de micromamíferos presentes en un área, pues en estas podemos encontrar los restos óseos y pelaje de los ejemplares que consumió un ave de presa (González, 2005).

Con la información obtenida se crearon dos gráficas, una para el muestreo con cámara-trampa y otra para los vestigios recolectados, comparando el número de registros entre zonas. Adicionalmente, se realizó un mapeo con el programa “Qgis”, ilustrando la ubicación de los vestigios recolectados, el tipo de zona (quemada y no quemada), las áreas de vegetación densa nativa, el área reforestada y los puntos en que fue dispuesta la cámara-trampa.

RESULTADOS

Cámara-trampa

Mediante el foto-trampeo se obtuvo un total de 40 registros, pertenecientes a cinco especies de mamíferos, clasificadas en cinco géneros y cuatro familias: *Didelphis virginiana*, *Bassariscus astutus*, *Otospermophilus variegatus*, *Mustela frenata* y *Sciurus oculatus*.

Dentro del perímetro incinerado, se obtuvieron 23 registros, con los cuales se reportan cuatro especies: tlacuache (*Didelphis virginiana*) con 13 registros, cacomixtle (*Bassariscus astutus*) con cinco, ardillón de las rocas (*Otospermophilus variegatus*) con tres y comadreja cola larga (*Mustela frenata*) con dos (Figuras 4, 5 y 6).

Para la zona no quemada se obtuvieron 17 registros propios de tres especies: cacomixtle (*Bassariscus astutus*) con ocho registros, ardilla de Peters (*Sciurus oculatus*) con cinco y ardillón de las rocas (*Otospermophilus variegatus*) con cuatro (Figuras 7, 8, 9 y 10).

Todas las capturas fotográficas se obtuvieron con trampas dispuestas al interior de la vegetación densa de pino-encino, las cámaras dispuestas en la zona reforestada y la vereda en campo abierto no mostraron registros.

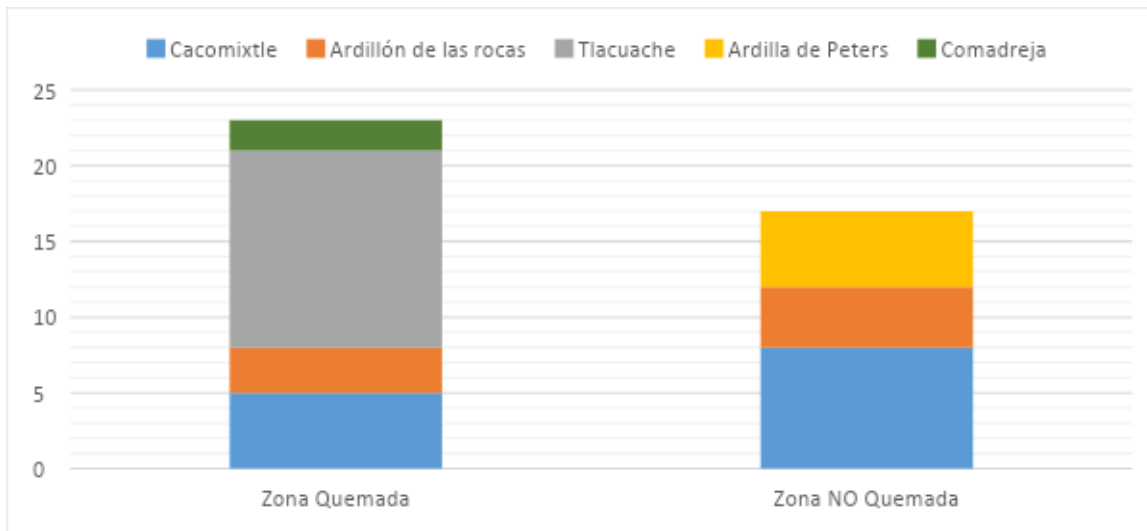


Figura 4. Número de registros de especies por zona obtenidas mediante foto-trampeo.

La zona post-incendio presentó dos especies de manera exclusiva: la comadreja de cola larga (*Mustela frenata*) y el tlacuache nortño (*Didelphis virginiana*). Mientras que la ardilla de Peters (*Sciurus oculatus*) solamente se registró en la zona no quemada.



Figura 5. Tlacuache norteo (*Didelphis virginiana*), registro obtenido en la zona quemada.



Figura 6. Cacomixtle (*Bassariscus astutus*) en la zona quemada.



Figura 7. Ardillón de las rocas (*Otospermophilus variegatus*) en la zona quemada.



Figura 8. Comadreja cola larga (*Mustela frenata*) en la zona quemada.



Figura 10. Ardilla de Peters (*Sciurus oculatus*) en la zona no quemada.

**Fe de Erratas*: El reloj y calendario de la cámara-trampa se desconfiguraron en esta zona. Las fechas correctas de estos registros corresponden a los días 13 (imagen superior) y 24 (imagen inferior) de octubre de 2022.

Recolección de vestigios

En total se recolectaron 32 heces, 14 dentro del perímetro quemado y 18 fuera de éste. Dentro de la zona incendiada, seis heces fueron halladas dentro de la vegetación densa de pino-encino y ocho sobre veredas. Sin embargo, debe denotarse que cinco de estas últimas excretas se encontraron a menos de 10 metros de la vegetación densa de pino-encino. Ninguna excreta fue encontrada dentro de la zona reforestada. Respecto a la zona no alcanzada por el fuego, 12 de las 18 excretas se recolectaron dentro de la vegetación densa de pino-encino y únicamente un tercio del total fue encontrado en veredas sobre campo abierto (Figuras 11 y 12).

Con base en las características físicas de las heces y la distribución espacial marcadamente selectiva de las deposiciones (siguiendo la propuesta de Aranda, 2012): por ejemplo, en objetos sobre el nivel del suelo y en el margen de veredas (*sensu* Barja y List, 2006), se determinó que la totalidad de las muestras fecales eran pertenecientes a cacomixtles (*Bassariscus astutus*) (Figura 13).

No se encontró ningún otro tipo de vestigio.

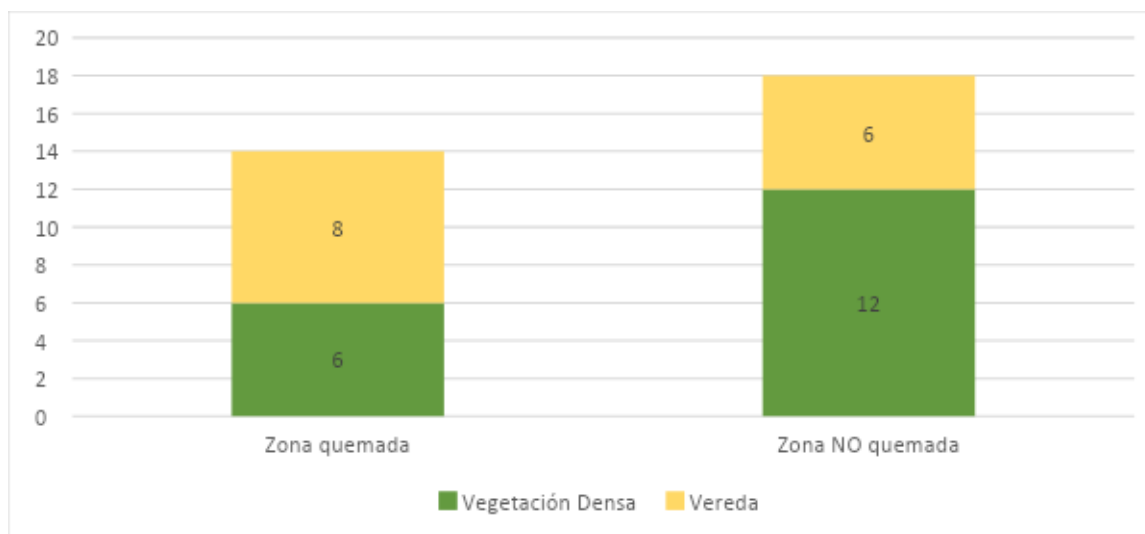


Figura 11. Número de heces por tipo y característica de zona.

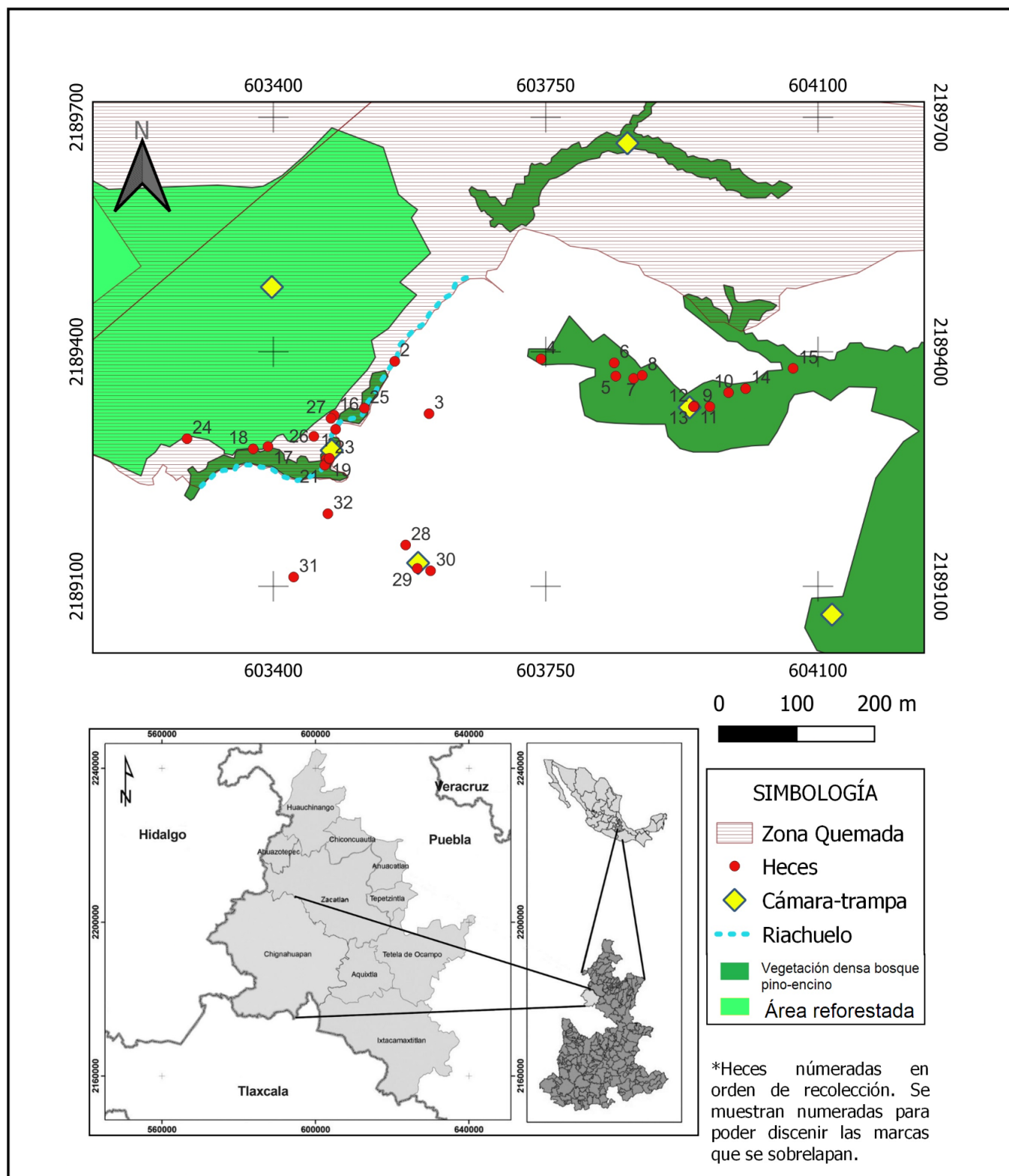


Figura 12. Área de muestreo.

Por otra parte, *Bassariscus astutus*, el cacomixtle norteño, fue la especie con mayor número de registros totales, ya que sus hábitos marcadamente selectivos en la deposición de sus excretas facilitaron la búsqueda, recolecta e identificación de sus heces. Esta especie se encontró ampliamente presente en ambas zonas, con 19 y 26 registros en la zona quemada y la no quemada respectivamente, y sus registros se concentraron principalmente dentro de la vegetación nativa densa o en las proximidades de ésta, independientemente de la incidencia del fuego en el lugar.

En general, se observó que la incidencia de incendios forestales tiene un impacto diferencial en la presencia de mamíferos. En particular, se constató una fuerte afectación en las especies de roedores arborícolas, que dependen en gran medida de los árboles como hábitat y alimento. Por otro lado, los mamíferos pequeños no arborícolas mostraron una alta tolerancia al incendio.

La comadreja de cola larga y el tlacuache norteño parecen tener afinidad por las áreas post-incendio, al encontrarse de manera exclusiva en éstas. En contraposición, la ardilla de Peters se registró de manera endémica dentro del área no conflagrada.

El cacomixtle norteño se encontró ampliamente presente en ambas zonas, sin que la incidencia del fuego tuviera un impacto significativo en su presencia. Sin embargo, las reforestaciones en estas áreas tienen un impacto negativo en la presencia de mamíferos, ya que presentan una estructura de hábitat y diversidad vegetal menos compleja.



Figura 13. Heces de cacomixtle dispuestas por encima del nivel del suelo.

DISCUSIÓN

El conjunto de los dos métodos de muestreo (recolección de vestigios y fototrampeo) mostró una paridad casi total en la abundancia de mamíferos entre ambas zonas, quemada y no quemada, con 37 registros para el área incinerada y 35 para el área no alcanzada por el fuego.

Sin embargo, sí se presentó diferencia entre las especies encontradas en cada zona. La ardilla de Peters (*Sciurus oculatus*) sólo se registró dentro del área no afectada por el siniestro, resultando en concordancia con el trabajo de Kirkland Jr *et al.* (1996), quienes recalcan que las especies de roedores arborícolas son fuertemente afectadas por los incendios y que las poblaciones de estos mamíferos pueden ser erradicadas de zonas enteras a causa del fuego.

No fue así el caso del ardillón de las rocas (*Otospermophilus variegatus*), que se encontró en ambas zonas, que si bien está emparentado con la ardilla de Peters, no es de hábitos estrictamente arborícolas y éste acostumbra a excavar sus madrigueras bajo grandes rocas (Steiner, 1975), hallazgo que entra en concordancia con lo reportado por Torre y Díaz (2004), quienes describieron que los mamíferos pequeños no arborícolas presentaban alta tolerancia a las igniciones y sus poblaciones son mínimamente mermadas por estas.

De acuerdo con Fisher y Wilkinson (2005), los mustélidos aprovechan las áreas recién incineradas para explotar el aumento en la abundancia de presas pequeñas, y se han observado en mayor abundancia en quemas de menos de 10 años de antigüedad en relación a quemas anteriores; por lo que los resultados de este trabajo coinciden con esto al haber obtenido dos registros de la comadreja cola larga, ambos dentro de la zona post-fuego.

Respecto al tlacuache nortño, la literatura es disruptiva con los datos recolectados, ya que el trabajo de González *et al.* (2021) expone una marcada menor abundancia de *Didelphis marsupialis* en bosques quemados, y sugiere que sus datos pueden extrapolarse a otras especies del género. Sin embargo, los 13 registros obtenidos de *D. virginiana* durante el muestreo, fueron todos dentro del área del siniestro, y

destacablemente, fue la especie más registrada captada por la cámara-trampa dentro de la respectiva zona. Estos resultados contradicen a González *et al.* (2021). Esto pudiera deberse a que, de acuerdo con Cruz-Salazar *et al.* (2020), las poblaciones de *D. virginiana* presentan una mayor resiliencia ante la pérdida de vegetación nativa.

Con respecto a los registros de cacomixtle norteño, los resultados concilian con Smith y Lyonen (2000), quienes afirman que los omnívoros son especies oportunistas, cuyas poblaciones cambian poco en respuesta al fuego, pero que tienden a prosperar donde las presas o forraje de su preferencia sean más abundantes.

Un dato sobresaliente del trabajo realizado es que no se obtuvieron registros de ningún tipo dentro del área reforestada, lo que concuerda con Sánchez *et al.* (2008), quien señala que las reforestaciones son menos complejas en estructura de hábitat y tienen menor diversidad vegetal que las áreas con vegetación nativa, lo que tiene un impacto negativo directo sobre la abundancia y riqueza de especies de mamíferos en este tipo de área.

Estos resultados son importantes para la conservación y el manejo de la biodiversidad en estas áreas, ya que destacan la importancia de considerar la calidad y diversidad del hábitat en la toma de decisiones sobre reforestaciones.

CONCLUSIONES

- Se obtuvieron un total de 72 registros, 37 para la zona quemada, 35 para la zona no quemada y cero para la zona reforestada localizada al interior de la zona conflagrada.
- El incendio forestal tuvo un impacto negativo en la abundancia de tres especies en comparación con la zona no afectada por el fuego: *Bassariscus astutus* (27%), *Otospermophilus variegatus* (25%) y *Sciurus oculatus* con presencia endémica en la zona sin conflagrar.
- El siniestro repercutió positivamente en la abundancia de dos especies que, destacablemente, se registraron exclusivamente dentro de la zona post-incendio: *Didelphis virginiana* y *Mustela frenata*.
- La incidencia del siniestro tuvo un impacto diferencial en la presencia de mamíferos en la zona de Loma Alta en el municipio de Chignahuapan, Puebla, teniendo impacto negativo en las especies de mamíferos semi-arborícolas y arborícolas estrictos. Sin embargo, fue positivo en los mustélidos y didélfidos de área.
- La distribución de los mamíferos respecto al incendio forestal coincidió con la literatura citada con respecto al cacomixtle, ardillón de las rocas, comadreja cola larga y ardilla de Peters. Sin embargo, los registros de tlacuache nortño difieren de los resultados de trabajos previos.
- La reforestación en el área tiene un impacto negativo en la presencia de mamíferos, pues no se consiguió ningún registro dentro de su perímetro. Esto probablemente por su menor complejidad estructural de hábitat y menor diversidad vegetal.

REFERENCIAS

- Aranda, M. J. (2000). Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología (INECOL). México. 212 pp.
- 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. 255 pp.
- Arita, H. T. y G. Ceballos. (1997). Los mamíferos de México: distribución y estado de conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 2(1), 33-71.
- Barja, I., y R. List. (2006). Faecal marking behaviour in ringtails (*Bassariscus astutus*) during the non-breeding period: spatial characteristics of latrines and single faeces. *Chemoecology*, 16(4), 219-222.
- Bilenca, D. N., M. P. Balla, E. M. Álvarez, y G. A. Zuleta. (1999). Evaluación de dos técnicas para determinar la actividad y abundancia de mamíferos en el bosque chaqueño, Argentina. *Revista Ecológica Latino Americana*, 6(1), 13-18.
- Birtsas, P., C. Sokos, y S. Exadactylos. (2012). Carnivores in burned and adjacent unburned areas in a Mediterranean ecosystem. *Mammalia*, 76(4), 407-415.
- Bond, M. L. (2015). Mammals and mixed-and high-severity fire. En *The Ecological Importance of Mixed-Severity Fires* (Pp. 89-117). Elsevier.
- Borchert, M. I. (2012). Mammalian carnivore use of a high-severity burn in conifer forests in the San Bernardino Mountains of southern California, USA. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 23(2), 51-57.
- Botello, F., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, y V. Sánchez-Cordero, (2006). Primer registro del tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) y del gato montés (*Lynx rufus*, Kerr 1792) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 22(1), 135-139.

- Cagnolo, L., y G. Valladares. (2011). Fragmentación del hábitat y desensamble de redes tróficas. *Ecosistemas*, 20(2-3), 68-78.
- Ceballos, G., J., Arroyo-Cabral, R. A. Medellín, y Y. Domínguez-Castellanos. (2005). Lista actualizada de los mamíferos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 9, 21-71.
- Cerano-Paredes, J., J. L. Villanueva-Díaz, R. Vázquez-Selem, G. Cervantes-Martínez, Esquivel-Arriaga, V. Guerra-de la Cruz, y P. Z. Fulé. (2016). Régimen histórico de incendios y su relación con el clima en un bosque de *Pinus hartwegii* al norte del estado de Puebla, México. *Bosque* (Valdivia), 37(2), 389-399.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Incendios forestales, Guía práctica para comunicadores. CN FORESTAL, Incendios forestales, Guía práctica para comunicadores.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2016). Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla, México. (UMAFOR 2108).
https://www.conafor.gob.mx/EstudiosRegionalesForestales/Estudio_Floristico_UMAFOR_2108Chignahuapan_Zacatlan.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2017). Estudio regional de fauna silvestre en la UMAFOR 2108. Recuperado de: <https://www.gob.mx/conafor/documentos/estudios-regionales-para-apoyarel-manejo-forestal-sustentable>.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2022). Número de incendios forestales. SEMARNAT.
http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RF ORESTA05_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBRE ENTIDAD=* &NOMBREANIO=*
- Courtney, R. (1989). Pronghorn use of recently burned mixed prairie in Alberta. *The Journal of wildlife management*, 53(2), 302-305

- Crowner, A. W., y G. W. Barrett. (1979). Effects of fire on the small mammal component of an experimental grassland community. *Journal of Mammalogy*, 60(4), 803-813.
- Cruz-Bazán, E. J., J. M. Pech-Canché, y J. A. Cimé-Pool. (2017). Diversidad de mamíferos terrestres en un área privada de conservación en México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 4(10), 123-133.
- Cruz-Salazar, B., y Ruiz-Montoya, L. (2020). Population viability analysis of common marsupials, *Didelphis marsupialis* and *Didelphis virginiana*, in a scenario of constant loss of native vegetation. *Mammalia*, 84(5), 475-482.
- Enciclovida CONABIO. (2 de septiembre de 2021). *Enciclovida*. Obtenido de Enciclovida: https://enciclovida.mx/explora-por-region?utf8=%E2%9C%93&nombre_region=Chignahuapan%2C%20Puebla®ion_id=1536&tipo_region=municipio&especie_id=22653&pagina=1&nivel=%3D&cat=7100&id_gi=22653#11/19.7942/-97.9239
- Espinoza-Pelcastre, C., Hernández-León, S., Gernandt, D. S., Arce-Cervantes, O., Rodríguez-Laguna, R., y González-Ávalos, J. (2018). Clave de identificación taxonómica con caracteres anatómicos foliares para especies de *Pinus* L. en Hidalgo. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(47), 28-49.
- Fisher, J. T. y L. Wilkinson. (2005). The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, 35(1), 51-81.
- Ford, W. M., M. A., D. W. Menzel, J. McGill, Laerm, y T. S. McCa. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest ecology and management*, 114(2-3), 233-243.
- French, M. G., y S. P. French. (1993). Large mammal mortality in the 1988 Yellowstone fires. En *The ecological implications of fire in Greater Yellowstone. Proceedings, 2nd biennial conference on the Greater Yellowstone Ecosystem* (Pp. 19-21).

- García, E. (1987). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México D.F., México. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Libros Núm. 6. 155 p.
- García, R. L. C., D. A. R. Trejo, H. Tchikoué, A. I. M. Rivas, y J. S. Pérez. (2012). Análisis espacial de peligro de incendios forestales en Puebla, México. *Interciencia*, 37(9), 678-683.
- Gasaway, W. C. y S. D. Dubois. (1985). Initial response of moose, *Alces alces*, to a wildfire in interior Alaska. *Canadian Field-Naturalist*, 99: 135-140.
- González O. M. L., F. O. Plascencia, y T. Martínez-Trinidad, (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y bosques*, 22(2), 41-52.
- González, M. E., A., Lara, R. Urrutia, y J. Bosnich. (2011). Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°-42° S). *Bosque* (Valdivia), 32(3), 215-219.
- González, S. (2005). Métodos de muestreo no invasivo para el diagnóstico de la diversidad de mamíferos. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 9(1-2), 545-550.
- González, T. M., González-Trujillo, J. D., Muñoz, A. y Armenteras, D. (2021). Differential effects of fire on the occupancy of small mammals in neotropical savanna-gallery forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2), 179-188.
- Hedrick, P. W. (2001). Conservation genetics: where are we now?. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11), 629-636.
- Hopcraft, J. G. C., H. Olff, y A. R. E. Sinclair. (2010). Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(2), 119-128.
- INEGI. (2014). Cartas de uso de suelo y vegetación (E1402-E1403-F1411-F1412) escala 1:250000, serie IV, Aguascalientes, México.

- INEGI. (2010). Puebla. Censo de población y vivienda 2010. Resultados definitivos. Tabulados básicos, México. INEGI.
- Kasso, M. y Balakrishnan, M. (2013). Ecological and economic importance of bats (Order Chiroptera). *Isrn Biodiversity*, 2013, 1-9.
- Keith, L. B. y D. C. Surrendi. (1971). Effects of fire on a snowshoe hare population. *The Journal of Wildlife Management*, 35, 16-26.
- Kirkland Jr, G. L., H. W. Snoddy, y T. L. Amsler. (1996). Impact of fire on small mammals and amphibians in a central Appalachian deciduous forest. *American Midland Naturalist*, 135(2), 253-260.
- Lawlor, T. E., C. J. Zabel, y R. G. Anthony. (2003). Faunal composition and distribution of mammals in western coniferous forests. Mammal community dynamics: management and conservation in the coniferous forests of western North America (CJ Zabel and RG Anthony, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 41-80.
- Letnic, M. y C. R. Dickman. (2010). Resource pulses and mammalian dynamics: conceptual models for hummock grasslands and other Australian desert habitats. *Biological Reviews*, 85(3), 501-521.
- Lloyd, H. (1938). Forest fire and wildlife. *Journal of forestry*, 36(10), 1051-1054.
- Lyon, L. J., M. H. Huff, R. G. Hooper. E. S. Telfer, D. S. Schreiner, y J. K. Smith. (2000). Wildland Fire in Ecosystems Effects of Fire on Fauna. (Vol. 1). US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Lyon, L. J., H. S. Crawford, E. Czuhai, R. L. Fredriksen, R. F. Harlow, L. J. Metz, y H. A. Pearson. (1978). Effects of fire on fauna: a state of knowledge review. USDA Forest Service. General Technical Report WO-6.
- Mazaika, R., P. R. Krausman, y R. C. Etchberger. (1992). Forage availability for mountain sheep in Pusch Ridge Wilderness, Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 37 (4) 372-378.

- Monroy-Vilchis, O. y R. Rubio-Rodríguez. (2003). Guía de identificación de mamíferos terrestres del Estado de México, a través del pelo de guardia. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca.
- Morgan, P., C. C. Hardy, T. W. Swetnam, M. G. Rollins, y D. G. Long. (2001). Mapping fire regimes across time and space: Understanding coarse and fine-scale fire patterns. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 329-342.
- Oliver, C. D., A. Osawa, y A. Camp. (1997). Forest dynamics and resulting animal and plant population changes at the stand and landscape levels. *Journal of Sustainable Forestry*, 6(3-4), 281-312.
- Pausas, J. G. y J. E. Keeley. (2019). Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 289-295.
- Peek, J. M. (1972). Adaptations to the burn: moose and deer studies. *Minnesota Naturalist*, 23(3-4), 8-14.
- Pérez-Sesma, J. A. A., Maderey Rascón, L. E., Pereyra Díaz, D., y Filobello Niño, U. A. (2012). Estimation of flood design using the instantaneous hydrograph unit: A case study of the Tecolutla river watershed, Mexico. *Investigaciones geográficas*, (79), 20-38.
- Quinn, R. D. (1990). Habitat preferences and distribution of mammals in California chaparral (Vol. 202). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Radford, I. J. (2012). Threatened mammals become more predatory after small-scale prescribed fires in a high-rainfall rocky savanna. *Austral Ecology*, 37(8), 926-935.
- Ream, C. H. (1981). The effects of fire and other disturbances on small mammals and their predators: an annotated bibliography. En *Intermountain Forest and Range Experiment Station, US Department of Agriculture, Forest Service* (Vol. 106).

- Reeder, D. M., K. M. Helgen, y D. E. Wilson. (2007). Global trends and biases in new mammal species discoveries. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University*, 1-36.
- Risenhoover, K. L., y J. A. Bailey. (1985). Foraging ecology of mountain sheep: implications for habitat management. *The Journal of Wildlife Management*, 49, 797-804.
- Romero-Almaraz, M. L., C. Sánchez-Hernández, C. García-Estrada, y R. D. Owen. (2007). Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias, Instituto de Biología. México, D. F. 201 pp.
- Salinas, C. E., M. D. J. González Guillén, M. A. León, y H. F. R. Rodríguez. (2017). La actividad forestal en el desarrollo económico de Chignahuapan, Puebla. *Región y sociedad*, 29(69), 185-218.
- San Vicente, M. G. y P. J. L. Valencia. (2012). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. Polígonos. *Revista de geografía*, 16, 35-54.
- Sánchez, F., P. Sánchez-Palomino, y A. Cadena, (2008). Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in Andean forest and reforestations with Andean Alder: a preliminary analysis. *Caldasia*, 30(1), 197-208.
- Sankaran, M., N. P. Hanan, R. J. Scholes, J. Ratnam, D. J. Augustine, B. S. Cade, y N. Zambatis. (2005). Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438(7069), 846-849.
- Santos, T. y J. L. Tellería. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2).
- Secretaría Estatal de Telecomunicaciones Noticias. (7 de mayo de 2021). *Controlan al 100 por ciento incendio forestal en Loma Alta Chignahuapan; afectó 30 hectáreas*. Obtenido de SET Noticias: <http://www.setnoticias.mx/controlan->

al-100-por-ciento-incendio-forestal-en-loma-alta-chignahuapan-afecto-30-hectareas/

SEMARNAT. (2001). Estadísticas e indicadores de los recursos forestales, http://www.semarnat.gob.mx/estadisticas_ambientales/estadisticas_am_98/forestales/forestales05.shtml

SEMARNAT. (2007). Diagnóstico Socioeconómico y de Manejo Forestal Unidad de Manejo Forestal Zacatlán. Asociación Regional de Silvicultores Chignahuapan-Zacatlán A. C., 281.

Shlisky, A., Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., Santoso, H. y Fulks, W. (2007). Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. Arlington: The Nature Conservancy.

Simons, L. H. (1991). Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72(3), 518-524.

Singer, F. J. y Schullery, P. (1989). Yellowstone wildlife: populations in process. *Western Wildlands*, 15(2), 18-22.

Soyumert, A., C. Tavsanoğlu, O. Macar, B. Kainas, Y. y B. Gürkan. (2010). Presence of large and medium-sized mammals in a burned pine forest in southwestern Turkey. *Hystrix-The Italian Journal of Mammalogy*, 21(1), 97–102.

Spies, T. A. (1999). Dynamic forest mosaics. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, 95-160.

Steiner, A. L. (1975). Bedding and nesting material gathering in rock squirrels, *Spermophilus (Otospermophilus) variegatus grammurus* (Say)(Sciuridae) in the Chiricahua Mountains of Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 20(3), 363-369.

Torre, I. y M. Díaz. (2004). Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: ¿a role for predators? *Acta Oecologica*, 25(3), 137-142.

- Vázquez, L. B., y D. Valenzuela-Galván. (2009). ¿Qué tan bien representados están los mamíferos mexicanos en la red federal de áreas naturales protegidas del país? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80(1), 249-258.
- Ver Steeg, J. M., F. M. Harty, y L. Harty. (1983). Prescribed fire kills meadow voles (Illinois). *Restoration and Management Notes*, 1(4), 21.
- Villers, R. M. D. L. (2006). Incendios forestales. *Ciencias*, (081).
- Wan, H. Y., A. C. Olson, K. D. Muncey, y S. B. Clair. (2014). Legacy effects of fire size and severity on forest regeneration, recruitment, and wildlife activity in aspen forests. *Forest ecology and management*, 329, 59-68.
- Wisdom, M. J., V. M., J. M. Boyd, M. A. Hemstrom, A. A. Ager, y B. K. Johnson. (2006). Understanding ungulate herbivory-episodic disturbance effects on vegetation dynamics: knowledge gaps and management needs. *Wildlife Society Bulletin*, 34(2), 283-292.
- Wright, H. A. y A. W. Bailey. (1982). Fire ecology: United states and southern Canada. John Wiley & Sons.