



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
**INSTITUTO DE GEOLOGIA**

**MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS**

**DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL Y EFECTO DE LOS INCENDIOS  
FORESTALES EN EL BOSQUE TROPICAL HÚMEDO**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
DOCTORA EN CIENCIAS**

**PRESENTA:**

**SONIA MARÍA JUÁREZ OROZCO**

**TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. CHRISTINA DESIREE SIEBE GRABACH**  
**INSTITUTO DE GEOLOGÍA UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. MIGUEL MARTÍNEZ RAMOS**  
**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. JEAN FRANÇOIS RAYMOND MARIE MAS CAUSSEL**  
**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL, UNAM**

**CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., OCTUBRE 2023**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
INSTITUTO DE GEOLOGIA

MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL Y EFECTO DE LOS INCENDIOS  
FORESTALES EN EL BOSQUE TROPICAL HÚMEDO**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
**DOCTORA EN CIENCIAS**

PRESENTA:  
**SONIA MARÍA JUÁREZ OROZCO**

**TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. CHRISTINA DESIREE SIEBE GRABACH**  
INSTITUTO DE GEOLOGÍA UNAM

**COMITÉ TUTOR: DR. MIGUEL MARTÍNEZ RAMOS**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

**COMITÉ TUTOR: DR. JEAN FRANÇOIS RAYMOND MARIE MAS CAUSSEL**  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL, UNAM

**CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., OCTUBRE 2023**



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ENTIDAD INSTITUTO DE GEOLOGÍA

OFICIO CPCB/0432/2023

ASUNTO: Oficio de Jurado

**M. en C. Ivonne Ramírez Wence**  
**Directora General de Administración Escolar, UNAM**  
**Presente**

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria (Virtual) del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **13 de febrero de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** de la estudiante **JUÁREZ OROZCO SONIA MARÍA** con número de cuenta **98020216** con la tesis titulada **“DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL Y EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN EL BOSQUE TROPICAL HÚMEDO”**, realizada bajo la dirección de la **DRA. CHRISTINA DESIREE SIEBE GRABACH**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. GERARDO HÉCTOR RUBÉN BOCCO VERDINELLI  
Vocal: DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP  
Vocal: DR. LORENZO VÁZQUEZ SELEM  
Vocal: DR. GUILLERMO IBARRA MANRÍQUEZ  
Secretario: DR. JEAN FRANCOIS RAYMOND MARIE MAS CAUSSEL

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
**“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”**  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 25 de mayo de 2023

**COORDINADOR DEL PROGRAMA**

**DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**

c. c. p. Expediente del alumno

AGNS/MRJ/EARR/mrj



**COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Unidad de Posgrado, Edificio D, 1º Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria  
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

## **AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, por el apoyo en mi formación como Doctora en Ciencias.

Al CONACyt por brindarme una beca para llevar a cabo mis estudios de doctorado (Becario #210650)

A la DGAPA-UNAM-PAPIIT por el financiamiento de este proyecto.

Al Instituto de Geología por permitirme usar sus instalaciones para desarrollo del proyecto.

A mi tutora, la Dra. Christina Siebe Grabach por brindarme su ejemplo, por su apoyo y consejos.

A mi Comité Tutor: Dr. Jean François Mas Caussel y Dr. Miguel Martínez Ramos por darle seguimiento a mi trabajo y por sus consejos y observaciones para mejorar mi tesis.

## **AGRADECIMIENTOS A TITULO PERSONAL**

A mi madre Alma por su fortaleza, su amor incondicional y su ejemplo.

A mi padre Miguel Ángel por cuidarme y amarme.

A mi esposo Carlos por su cariño y paciencia.

A mi hijo Demián por sembrar en mi corazón la semilla del amor más grande.

A mis hermanos Miguel, Santiago y Efraim por su amor y ejemplo.

A mi tía Susi por ser mi otra mamá

A Blanca por su enorme corazón y sus sabios consejos.

A toda mi familia por su cobijo y amor.

A mis amigos, porque sus risas, cariño y consejos alimentan mi alma.

A mi asesora, la Dra. Christina Siebe Grabach por su guía académica y por ser una maestra de vida.

A la Dra. Lucy Mora Palomino, a la M. en C. Kumiko Shimada Miyasaka y al Quím. Rufino Lozano Santa Cruz por su apoyo en los análisis de laboratorio del suelo.

A Gilberto Jamangape y Antonio Jamangape, por sus compartir sus conocimientos y su guía en el campo. A Moises Morejón, Luis Vidal Pedrero y Armando Navarrete por su apoyo en el trabajo de campo de este proyecto.

Al Dr. Alexander Correa Metrio por su participación en los análisis estadísticos de la temperatura del suelo.

Finalmente, agradezco profundamente a todas las personas que me acompañaron y alentaron durante esta fase de mi vida.

## DEDICATORIA

A mi raíz.  
A la que me enseñó el camino.  
Por su ternura.  
Por su fortaleza.  
Por su Alma bella.  
A mi madre.

A la luz que ilumina mi camino.  
Por tu amor.  
Por tu ternura.  
A mi hijo Demián.

A mi esposo  
Por el camino recorrido  
Por sus consejos y palabras de apoyo.  
A Carlos



# ÍNDICE

<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	3
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	5
<b>Régimen de incendios en bosques tropicales húmedos</b> .....	7
<b>Riesgo de incendio en bosques tropicales húmedos</b> .....	8
<b>Procesos asociados a incendios forestales</b> .....	10
<b>Efecto del fuego sobre las propiedades del suelo</b> .....	12
<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	14
<b>OBJETIVOS</b> .....	17
<b>Objetivo general</b> .....	17
<b>Objetivos particulares</b> .....	17
<b>Literatura Citada</b> .....	18
<b>CAPÍTULO I (ARTÍCULO DE REQUISITO)</b>	
CAUSES AND EFFECTS OF FOREST FIRES IN TROPICAL RAINFORESTS: A BIBLIOMETRIC APPROACH .....	23
<b>CAPÍTULO II</b>	
ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE PUNTOS DE CALOR EN EL SURESTE DE MÉXICO .....	37
<b>CAPÍTULO III</b>	
MICROTOPOGRAPHIC EFFECT ON SOIL TEMPERATURE DURING A BURN BY SHIFTING CULTIVATION IN A TROPICAL RAIN FOREST .....	69
<b>DISCUSIÓN GENERAL</b> .....	98
<b>Patrón del régimen de incendios</b> .....	99
<b>Factores determinantes de los incendios forestales en los bosques tropicales     húmedos</b> .....	101
<b>Efectos de los incendios en los bosques tropicales húmedos</b> .....	103
<b>Recomendaciones generales y aplicación práctica de los resultados</b> .....	105
<b>CONCLUSIONES GENERALES</b> .....	107
<b>Recomendaciones</b> .....	108
<b>Literatura Citada</b> .....	109

## RESUMEN

Los incendios forestales amenazan a los bosques tropicales húmedos afectando tanto a la ecología de estos ecosistemas como su valor económico. Sin embargo, los incendios en estos ecosistemas han sido investigados en un grado mucho menor que los bosques templados o los bosques estacionalmente secos. En el primer capítulo de esta tesis, se evaluaron las tendencias de investigación, así como los temas de interés relacionados con los incendios en este ecosistema en un periodo de 36 años. El 60% de estos estudios se llevaron a cabo en Brasil, Indonesia, Australia y Malasia, lo cual revela que existe poca información de este fenómeno en otros lados del mundo. Sin embargo, el número de publicaciones relacionado a este tema tendió a aumentar después de la ocurrencia del fenómeno meteorológico de El Niño. En el presente trabajo, encontramos que existe una fuerte relación entre el cambio de uso de la tierra y los incendios. Después de esta amplia revisión consideramos que se debe hacer más investigaciones que aborden los factores socioeconómicos asociados a los incendios, la deforestación y el cambio climático global. Se recomienda que en subsecuentes estudios se incluya la causa, intensidad y recurrencia de los incendios, ya que determinan los efectos del fuego sobre el suelo y la biota (severidad del fuego).

En el segundo capítulo, se abordó el tema de los incendios forestales a nivel regional con un énfasis en los bosques tropicales húmedos utilizando herramientas de percepción remota y sistemas de información geográfica. A partir de este análisis observamos que los puntos de calor reflejan la dinámica temporal de los incendios por quemas agrícolas lo cual nos permite reconocer que el fuego es un elemento constante en los ecosistemas de sureste del país. Se identificó que, en el Soconusco en Chiapas, las áreas adyacentes a la reserva de Calakmul y el norte de Quintana Roo son zonas de particular interés para los tomadores de decisiones y manejadores del fuego ya que poseen una alta densidad de puntos de calor las cuales se encuentran dentro o alrededor de bosques tropicales húmedos. El análisis de Getis-Ord y el índice de Moran son dos herramientas que nos permitieron identificar áreas con agrupaciones de puntos de calor, información valiosa para los tomadores de decisiones. Sin embargo, se recomienda interpretar con cautela la frecuencia de los puntos de calor dependiendo de la escala de trabajo y debido a los errores de comisión y omisión que puede presentar este producto. Al utilizar este producto y otros productos de percepción remota se debe analizar cuidadosamente la nubosidad ya que impide la detección de incendios, sobre todo en áreas con lluvias todo el año como el estado de Quintana Roo. Finalmente, se debe considerar que este

producto puede ser complementado con bases de datos de incendios terrestres o utilizar sensores de última generación como las imágenes VIIRS.

Finalmente, en el tercer capítulo se estudió la fluctuación de la temperatura del suelo antes y después de una quema de roza tumba quema y el cambio en la concentración de nutrientes que aconteció después de la quema. Pocos estudios han medido la temperatura del suelo durante las quemas a diferentes profundidades y en relación con la topografía en los bosques tropicales. Nuestros resultados mostraron que antes de la quema existe una amplitud de temperatura diaria mayor en las áreas sin vegetación que en las cubiertas, especialmente en las posiciones de la cresta y el hombro de la ladera. El fuego aumentó la temperatura del suelo únicamente en la capa superficial del suelo. Por otra parte, la humedad del suelo no solo depende de la precipitación sino también de la posición en el relieve, lo cual es relevante pues un suelo con condiciones húmedas difícilmente se quemará o el fuego será de baja intensidad. El contenido de humedad del suelo se correlacionó negativamente con la temperatura máxima durante la quema, sin embargo, también las cargas de combustible y el espesor de la hojarasca determinaron la intensidad del fuego, y la distribución espacial de estas variables no se relacionó con la topografía. En cuanto a las concentraciones de nutrientes encontramos que sólo cambiaron en la capa de hojarasca, en la que el C y el N disminuyeron en un 35 % y un 24 %, respectivamente, mientras que el Ca, Mg, K y P totales aumentaron en un 210, 202, 318 y 235%, respectivamente.

## **ABSTRACT**

Forest fires threaten humid tropical forests, affecting both the ecology of these ecosystems and their economic value. However, fires in these ecosystems have been investigated to a much lesser degree than temperate forests or seasonally dry forests. In the first chapter of this thesis, research trends were evaluated, as well as topics of interest related to fires in this ecosystem over a period of 36 years. 60% of these studies were carried out in Brazil, Indonesia, Australia and Malaysia, which reveals that there is little information on this phenomenon in other parts of the world. However, the number of publications related to this topic tended to increase after the occurrence of the El Niño weather phenomenon. In the present work, we find that there is a strong relationship between land use change and fires. After this extensive review, we believe that more research should be done that addresses the socioeconomic factors associated with fires, deforestation and global climate change. It is recommended that subsequent studies include the cause, intensity and recurrence of fires, as they determine the effects of fire on soil and biota (fire severity).

The second chapter addresses the issue of forest fires at the regional level with an emphasis on humid tropical forests using remote sensing tools and geographic information systems. From this analysis we observe that the hot spots reflect the temporal dynamics of fires due to agricultural burning, which allows us to recognize that fire is a constant element in the ecosystems of the southeast of the country. It was identified that, in the Soconusco in Chiapas, the areas adjacent to the Calakmul reserve and northern Quintana Roo are areas of particular interest to decision makers and fire managers since they have a high density of hot spots which are found in or around humid tropical forests. The Getis-Ord analysis and the Moran index are two tools that allowed us to identify areas with clusters of hot spots, which is valuable information for decision makers. However, it is recommended to interpret with caution the frequency of heat points depending on the scale of work and due to the errors of commission and omission that this product can present. When using this product and other remote sensing products, cloudiness should be carefully analyzed as it prevents the detection of fires, especially in areas with rainfall all year round such as the state of Quintana Roo. Finally, it should be considered that this product can be complemented with land fire databases or use state-of-the-art sensors such as VIIRS images.

Finally, in the third chapter I studied the fluctuation of soil temperature before and after a burning of slash burning and the change in nutrient concentration that occurred after burning. Few studies have measured soil temperature during burning at different depths and in relation

to topography in tropical forests. Our results showed that before burning there is a greater daily temperature amplitude in areas without vegetation than in the covers, especially in the positions of the crest and shoulder of the slope. The fire increased the temperature of the soil only in the surface layer of the soil. On the other hand, soil moisture not only depends on precipitation but also on the position of the relief, which is relevant because a soil with wet conditions will hardly burn or the fire will be of low intensity. Soil moisture content was negatively correlated with maximum temperature during burning, however, fuel loads and litter thickness also determined fire intensity, and the spatial distribution of these variables was not related to topography. As for nutrient concentrations, we found that they only changed in the litter layer, in which C and N decreased by 35% and 24%, respectively, while total Ca, Mg, K and P increased by 210, 202, 318 and 235%, respectively.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Las plantas prestan servicios ecosistémicos entre los cuales encontramos el abastecimiento de hábitat y alimento para diversos organismos, la regulación de la temperatura terrestre, la fijación de carbono, entre muchos otros (Costanza *et al.*, 1997). El estudio de su distribución, cobertura, densidad, estructura y productividad revela información esencial del estado de conservación de la vegetación y permite abordar problemas como el cambio de uso de suelo, la deforestación y la pérdida de bosques por incendios forestales que provocan el deterioro y la fragmentación de la vegetación (Weng, Bush y Athens, 2002; Joseph, Murthy y Thomas, 2010). Por ello, el estudio de los incendios es indispensable para la toma de decisiones en programas de protección y restauración (Chazdon *et al.*, 2008), especialmente ante la amenaza que representan para los ecosistemas el incremento en la temperatura y la reducción en la precipitación que se esperan, a nivel global, debido al cambio climático. Los incendios forestales son uno de los fenómenos que se incrementarán como resultado de estos cambios (Jones *et al.*, 2022). Actualmente la tasa mundial de vegetación afectada por incendios forestales es de ~350 millones ha año<sup>-1</sup> de las cuales de 150 a 250 millones corresponden a bosques tropicales húmedos (FAO, 2020).

Desde que la vegetación colonizó la superficie terrestre el fuego ha sido un elemento natural y persistente en muchos ecosistemas terrestres (Bowman *et al.*, 2011). Se ha constatado mediante rastros de residuos de carbono en el registro fósil que el fuego ha influido en el clima y la vegetación (Pausas y Keeley, 2009; Bowman *et al.*, 2020). En el Devónico Tardío la ocurrencia de incendios está relacionada con la diversificación de la vegetación (Scott y Glasspool, 2006), mientras que en el Carbonífero su incidencia se relaciona con la dispersión de angiospermas (Rull, 1999; Bond y Scott, 2010) y en el Cenozoico se cree que se propició el crecimiento de plantas C<sub>4</sub> lo que propició el establecimiento de pastizales (Keeley y Rundel,

2005). A pesar de la larga historia de los ecosistemas con el fuego, los bosques tropicales húmedos son extremadamente susceptibles a los incendios.

El efecto inmediato de los incendios en las poblaciones de plantas es un incremento en la mortalidad de plantas herbáceas y algunas arbustivas en incendios rasantes y del estrato arbóreo en incendios de copa, lo que permite la apertura de espacios de colonización (Singh y Singh, 2017). Los cambios a mediano plazo dependen principalmente de la intensidad y recurrencia de los incendios y pueden manifestarse en la alteración de la composición, riqueza, estructura y productividad primaria de las plantas o pérdida de hábitats (Keith, McCaw y Whelan, 2002; Balch *et al.*, 2013; Mardiatuti, 2020). En particular, en los bosques tropicales los incendios también disminuyen la cobertura del dosel incrementando de forma inusual la cantidad de luz que llega al suelo lo que permite el incremento de pastos invasores y plantas leñosas trepadoras y se reduce la abundancia de árboles adultos con fustes gruesos (Woods, 1989; Holdsworth y Uhl, 1997; Bond y Keeley, 2005; Barlow y Peres, 2008; Slik *et al.*, 2008; Balch *et al.*, 2011).

La persistencia de incendios recurrentes en los bosques tropicales húmedos reduce su resiliencia al disminuir notablemente la abundancia de árboles adultos con fustes gruesos, cuya regeneración depende del banco de plántulas más que del banco de semillas del suelo; sin embargo, en los bosques tropicales húmedos, ambos componentes son extremadamente susceptibles a las altas temperaturas y a la consecuente desecación (Gomez-Pompa, Vazquez-Yanes y Guevara, 1972; Barlow y Peres, 2004; Becerra-Vázquez *et al.*, 2020) Por ejemplo, en el bosque tropical húmedo de Western Ghats, India donde se han estudiado los incendios a nivel de milenios se ha encontrado que los parches de vegetación son fundamentales para la preservación de este tipo de ecosistemas (Bhagwat, Nogué y Willis, 2012). Por ello, uno de los retos de la ecología del fuego, es determinar cuánto tiempo se requiere para que se recupere la cobertura original después de que ha sido alterada por un incendio y comprender la dinámica

actual y los principales factores de cambio en los regímenes naturales de incendios.

### **Régimen de incendios en bosques tropicales húmedos**

Los incendios forestales han sido estudiados como disturbios ecológicos que afectan a la vegetación y el interés por éstos como una fuerza evolutiva comenzó desde mediados del siglo 20 (Pyne, Andrews y Laven, 1996; Krebs *et al.*, 2010). El término régimen de incendios surge ante la necesidad de clasificar las características de la ocurrencia de incendios, las cuales varían de un ecosistema a otro espacial y temporalmente. Para entender un régimen de incendios es necesario saber dónde, cuándo (frecuencia, estacionalidad) y cómo (tamaño, intensidad y tipo) ocurren los incendios (Gill, 1975; Souza, 1984). Estos parámetros son los más utilizados para definir un régimen de incendios y son diferentes entre tipos de vegetación. No obstante, existen otros factores que se deben considerar como las causas de ignición, la asociación con las sequías, las características de los materiales combustibles, la duración de la combustión, la mortalidad de árboles, etc. En la actualidad, el estudio de los regímenes de incendios es un tema interesante para la comunidad científica por sus efectos y repercusiones. Krebs *et al.* (2010) encontraron que en las publicaciones hechas de 1960 a 2008 el término de regímenes de incendios representa el 2% de los artículos que tienen la palabra clave fire y el 10% en aquellas publicaciones en las que aparecen las palabras clave “forest” y “fire”.

Los regímenes de incendios forestales son diferentes en los distintos biomas del planeta. Los bosques tropicales poseen una de las tasas de precipitación anual más altas, lo que les permite conservar cierto nivel de humedad bajo el dosel, incluso en la temporada seca del año (Bush, Silman y Urrego, 2004). Esto es importante ya que la variación de la temperatura y la precipitación influyen sobre el nivel de humedad del combustible. En relación con esto, se ha estimado a partir de rastros de carbón en el suelo que los bosques tropicales, incluyendo los



amazónicos, se queman en un intervalo de centenas a miles de años (Cochrane, 2001). Esto se debe a que su alto nivel de humedad no favorece la generación de incendios espontáneos, por lo que son poco frecuentes.

Los regímenes naturales de incendios son modificados por la presencia del ser humano, el cual en algún momento de la prehistoria dominó su uso para diversos fines como la caza, la agricultura y la cocción de alimentos (Pausas y Keeley, 2009b; Bowman *et al.*, 2011). Distintos ecosistemas alrededor del mundo sufren los efectos de los incendios provocados. En la Amazonia, por ejemplo, la conversión de bosque a pastizal ocurre frecuentemente mediante quemadas nocturnas para evadir las leyes ambientales (Eva y Lambin, 2000; Armenteras-Pascual *et al.*, 2011; Ma *et al.*, 2022). Finalmente, la fragmentación de los bosques y la extracción de madera también representan una amenaza, ya que se ha observado que a medida que estas actividades aumentan, también se incrementa la intensidad y frecuencia de los incendios (Cochrane, 2001b; Román-Cuesta y Martínez-Vilalta, 2006).

### **Riesgo de incendio en bosques tropicales húmedos**

Las características de un incendio forestal dependen del medio en el que se generan. La biomasa acumulada determina el tamaño e intensidad de los incendios forestales (Cochrane *et al.*, 1999; Stephens y Moghaddas, 2005; Ottmar *et al.*, 2007), mientras que la humedad de la vegetación en pie y de la materia orgánica acumulada en el suelo determinan en gran parte la probabilidad de ignición y la expansión de un incendio (Keane, Burgan y van Wagtenonk, 2001; Koetz *et al.*, 2008). Cuando las condiciones del tiempo son de poca o nula precipitación durante más de dos semanas, las condiciones se vuelven ideales para que se genere un incendio que dure varios días y que afecte un área grande de bosque (Holdsworth y Uhl, 1997; Laurance y Williamson,

2001).

En el contexto de este trabajo la calidad de sitio se define como la suma de factores físicos y biológicos que caracterizan un sitio geográfico y que permiten clasificarlo como favorable o desfavorable para que ocurra un incendio forestal (Daniel, Helms y Baker, 1979; Skovsgaard y Vanclay, 2008). Por lo tanto, la calidad de un sitio favorable para la ocurrencia de un incendio está fuertemente ligada con la humedad de la biomasa en pie y muerta. La sequía es un estado meteorológico que modifica la calidad de sitio al favorecer que la biomasa se seque y con ello se incrementen las condiciones para un incendio forestal. Las sequías promueven la pérdida de humedad del combustible acumulado en el suelo, provocan estrés hídrico en las plantas y dependiendo de su severidad pueden disminuir la productividad primaria o provocar la muerte de los individuos (Miller y Urban, 2000; Dale *et al.*, 2001), por lo que el índice de condiciones meteorológicas para la ocurrencia de incendios forestales canadiense (FWI por sus siglas en inglés) considera a la humedad del mantillo como un factor determinante para que ocurra un incendio (Flannigan, Stocks y Wotton, 2000). Asimismo, Flannigan *et al.* (2005) encontraron que los factores que predicen mejor el área que se quema en un incendio forestal son los niveles bajos de humedad en el suelo y su temperatura. Los sitios con estas características favorecen la incidencia de incendios por lo que se puede inferir que sitios con material combustible húmedo son poco propicios para un incendio, mientras que sitios con un material combustible seco sí lo son. A pesar de que se reconoce que los niveles de humedad son relevantes para la generación de un incendio, el papel que tienen diferentes tipos de suelos para retener la humedad y la evaluación de la calidad del sitio como factores determinantes que contribuyen a generar condiciones favorables para que ocurra un incendio forestal han sido poco estudiadas.

El riesgo de incendios en los bosques tropicales húmedos se incrementa cuando existe un disturbio natural o antropogénico que impide que se conserven los niveles de humedad habituales (Yocom y Fulé, 2012). Los bosques tropicales perennifolios son muy vulnerables al

fuego debido a que la mayor parte de sus especies no poseen adaptaciones para tolerar o evadir el efecto de los incendios (Cochrane, 2001). Una diferencia importante entre los bosques tropicales húmedos y los secos es que en estos últimos el grosor de la corteza de los árboles es mayor, lo que les proporciona una ventaja adaptativa para sobrevivir a este disturbio (Brando *et al.*, 2012). Las consecuencias son mayores si los incendios son recurrentes, ya que impiden la regeneración de la vegetación nativa y promueven la proliferación de plantas exóticas pioneras, lo cual incrementa a su vez el riesgo de que el área se quemara con mayor frecuencia (Cochrane, 2001).

### **Procesos asociados a incendios forestales**

La fragmentación de los bosques tropicales de México está determinada por la frontera agrícola. Los paisajes fragmentados han sido descritos continuamente en los bosques tropicales de México (Mendoza, Fay y Dirzo, 2005; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007; Chaves, Stoner y Arroyo-Rodríguez, 2012; Román-Dañobeytia *et al.*, 2012). En el sureste de Chiapas existe un fuerte contraste entre la Reserva de la Biósfera Montes Azules y el área adyacente a ella en la que prevalece el uso de suelo agropecuario. Dentro de la reserva se encuentra una superficie continua de bosque tropical perennifolio de 331,200 ha con árboles de más de 30 m de altura y troncos entre 40 a 80 cm y hasta 1.5 m de diámetro característicos de la descripción de un bosque tropical húmedo conservado (Martínez-Ramos y Alvarez-Buylla, 1998; Rzedowsky, 2006). En el perímetro norte se pueden encontrar algunos asentamientos indígenas (Castaños, 1994; Medellín, 1996), mientras que el sur de ésta se encuentra delimitada por el río Lacantún. Del otro lado del río se encuentran algunos poblados como Chajul y Benemérito de las Américas. Un elemento que predomina alrededor de la reserva son los campos agrícolas y ganaderos en los cuales se intercalan manchones de bosque tropical húmedo secundario. El proceso de

secundarización de la selva lacandona es el resultado de la apertura de nuevos espacios para el manejo de la tierra, en los cuales la quema de la vegetación de conservada o acahual es una práctica frecuente. Las quemas no ocurren al azar, pues se ha reportado que el cambio de uso de suelo se lleva a cabo inicialmente en las zonas de más fácil acceso y con características de sitio que permiten la agricultura (Berget *et al.*, 2021).

Las áreas más susceptibles a quemarse son aquellas donde la vegetación ha sido alterada, como en bosques fragmentados o en bordes de bosque maduro (Tabarelli, Da Silva y Gascon, 2004). El efecto de borde determina el microclima y la estructura de la vegetación al interior del parche de vegetación. La vegetación conservada posee una temperatura ambiental 15°C más baja y una tasa de evaporación menor que en sitios deforestados (Vazquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1982). Mientras que la humedad en la hojarasca es considerablemente más alta en comparación con un bosque conservado (Didham y Lawton, 1999). Estos cambios se pueden apreciar desde 40 hasta 100 m al interior del fragmento de bosque. Harper *et al.* (2005) sugieren que la magnitud de la influencia del borde está relacionada directamente con la estructura y composición del bosque entre las comunidades adyacentes al borde. Al interior de los fragmentos los árboles tienen una talla más baja y presentan un mayor número de claros que la de un bosque conservado (Cochrane y Laurance, 2002). Además, difícilmente la mayor parte de las especies nativas de los bosques tropicales húmedos sobreviven en ambientes perturbados (Tabarelli, Peres y Melo, 2012). Por ello, las especies que predominan en los bosques perturbados por fuego son generalistas con nichos ecológicos más amplios y adaptadas al disturbio (Tabarelli, Da Silva y Gascon, 2004; Tabarelli *et al.*, 2010). Es común observar que los incendios inducidos en este tipo de ecosistemas comiencen en la colindancia entre bosques y campos agrícolas o pastizales (Cochrane, 2003a). Los incendios forestales modifican la estructura forestal de la vegetación y permiten la proliferación de especies exóticas pioneras (Chazdon, 2003). Además, una vez que se presenta una quema se pueden presentar ciclos de

retroalimentación positiva que induzcan a que se vuelvan a presentar incendios. A pesar de los esfuerzos de conservación se han registrado incendios dentro de la reserva de Montes Azules (Mariscal, 2005; Informador, 2013), los cuales probablemente son provocados por partículas incandescentes (pavesas) que, transportadas por el viento, cruzan el río Lacantún.

### **Efecto del fuego sobre las propiedades del suelo**

Las temperaturas alcanzadas en un incendio no son homogéneas. Espacialmente, la temperatura cambia verticalmente de acuerdo a la profundidad del suelo y horizontalmente dependiendo de la distribución del combustible (troncos, ramas, hojarasca, etc.) y las condiciones de humedad (Raison, 1979; Ghuman y Lal, 1989; Ryan, 2002; Gimeno-García, Andreu y Rubio, 2004). La temperatura superficial que puede alcanzar un incendio es de 500-800 °C en promedio, con un máximo de 1400 °C (Debano, Neary y Ffolliot, 1998). Sin embargo, la función del suelo como un aislante permite que las temperaturas no cambien a partir de 4-5 cm de profundidad (Bradstock y Auld, 1995; Miranda *et al.*, 2009). La temperatura que alcanza un incendio es importante ya que el aumento de la temperatura del suelo puede indicar el nivel de afectación a los organismos vivos (raíces, bulbos, semillas y fauna del suelo) (Bento-Gonçalves *et al.* 2012). Se ha reportado que 60 °C son suficientes para desnaturalizar las proteínas de estructuras vegetales.

Los cambios en las propiedades del suelo después de un incendio dependen del tipo de suelo, la cantidad y calidad del combustible, la duración de la quema y la temperatura que alcanzó (Badía y Martí, 2003). El fuego afecta la química del suelo alterando la concentración de nutrientes como el C, P, Ca, Mg, Na, K, N, NO<sub>3</sub> y NH<sub>4</sub> (Knicker, 2007). Se ha observado que el sodio y el potasio se movilizan rápidamente en forma de cloruros y carbonatos mientras que el calcio y magnesio se movilizan más lentamente a partir de óxidos y carbonatos (Soto y

Diazfierros, 1993). Por otro lado, la cantidad de nitrógeno volatilizado está en función de la temperatura a la que llega un incendio y es proporcional a la cantidad de materia orgánica quemada (Badía y Martí, 2003). Altas frecuencias de incendios en un mismo sitio disminuyen las tasas de mineralización del nitrógeno y con ello el nitrógeno total (Raison, 1979; Neary *et al.*, 2005). En cuanto al fósforo, uno de los nutrientes más limitados en el suelo después del nitrógeno, se torna disponible inmediatamente después del incendio, aunque tiende a ser inmovilizado si hay presencia de calcio. Asimismo, estos cambios químicos también alteran el pH del suelo el cual se incrementa después de quemas de baja intensidad (Kennard y Gholz, 2001; Neary *et al.*, 2005).

Algunos de los procesos más estudiados después de un incendio son los cambios en fertilidad del suelo (Lal, 1987). La materia orgánica al quemarse se volatiliza o se convierte en nutrientes disponibles para la vegetación (Døckersmith, Giardina y Sanford, 1999; Neary *et al.*, 1999; Tanaka *et al.*, 2001). Sin embargo, estos se pueden perder fácilmente mediante procesos erosivos, lixiviación o desnitrificación (Gafur *et al.*, 2003; Krishna Bahadur, 2008). Por ejemplo, los bosques tropicales con sólo el 45% de su reservorio de carbono bajo el suelo son muy vulnerables a la pérdida de nutrientes relacionados con los incendios (Neary *et al.*, 1999).

Otras características que también cambian en el suelo son la textura, la estructura y la densidad aparente del suelo. Por ejemplo, se ha reportado que a 400 °C en vertisoles disminuye la cantidad de arcillas y aumenta la proporción de arenas en el suelo, al fusionarse las partículas de arcilla. Como parte de este proceso, aumenta la proporción de poros y se modifica la estructura del suelo (Lal, 1987). La capacidad de retención de agua del suelo también cambia, siendo las propiedades mencionadas arriba y el contenido de materia orgánica algunos de los parámetros que la determinan (Nyamangara, Gotosa y Mpofu, 2001; Rajkai, Kabos y van Genuchten, 2004).

## JUSTIFICACIÓN

Se estima que cada año se pierden 4.8 millones de hectáreas de bosque tropical, lo que representa el 23% de la pérdida total de bosques (Curtis *et al.*, 2018). Tan solo entre 1997 y 1998 se quemaron más de 20 millones de hectáreas de bosques tropicales en Asia y Latino América (Agee 2000). Durante las últimas décadas se ha observado que los incendios inducidos son una seria amenaza en las zonas tropicales, ya que una vez que un área se quema, ésta tiene mayor probabilidad de quemarse otra vez. Este hecho parece alarmante debido a la retroalimentación positiva, entre número de incendios y el cambio climático global (Flannigan *et al.* 2009). En Brasil, las políticas y decisiones que se tomaron durante el gobierno de Jair Bolsonaro (2019-2022) coinciden con un incremento considerable en el número de incendios en la Amazonia. La cantidad de superficie quemada durante el 2020 fue la más alta registrada (4,805 km<sup>2</sup>). En este contexto, existe una alta relación entre la deforestación y las áreas quemadas; en este país, las áreas que habían sido deforestadas fueron quemadas 5 años más tarde, este hecho es realmente alarmante si consideramos que la deforestación se duplicó en áreas no designadas, unidades de conservación y granjas medianas (Jakimow *et al.*, 2023).

Estas altas cifras han atraído la mirada de diferentes instituciones científicas, educativas, gubernamentales y privadas alrededor del mundo (Pyne 1995). Considerando que los bosques tropicales se encuentran entre los ecosistemas con más alta diversidad y una alta captura de carbono, es muy deseable conservarlos mediante un manejo sustentable, en lugar de otros tipos de aprovechamiento del suelo como el pastoreo o la agricultura intensiva (DeWalt, Maliakal, y Denslow 2003; Marin-Spiotta, Silver, y Ostertag 2007). Se estima que, si se continúa con la misma tasa de recurrencia de incendios, el bosque tropical, tal y como lo conocemos actualmente, desaparecerá en un lapso de entre 48 y 60 años (Cochrane, 2001). En México, el bosque tropical se ha ido fragmentando y reduciendo a lo largo de décadas (Turner, 1996;

Mendoza, Fay y Dirzo, 2005; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2012).

La problemática actual de los bosques tropicales húmedos del país está relacionada a una alta presión de cambio de uso de suelo (CONABIO, 1995a; De Jong *et al.*, 2000). La dinámica de rotación de cultivos cada cinco años mediante la técnica de roza, tumba y quema actualmente es utilizada para ampliar la frontera agrícola (Roman-Cuesta, Retana y Gracia, 2004; García-Barrios *et al.*, 2009). En años de El Niño, los principales factores que afectan la incidencia de incendios en este estado son la reducción en la precipitación, la presencia de pastizales y el incremento en la densidad poblacional. Mientras que en años de no Niño los incendios forestales se relacionan con el nivel de pobreza y se ha observado que la frecuencia de incendios es mayor en altitudes elevadas (Román-Cuesta, Gracia y Retana, 2003). En Chiapas, se ha registrado una alta incidencia de incendios dentro de las reservas ecológicas que posee el estado (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta, 2006). En particular, Pantoja-Campa (2009) encontró que el sur este de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, Chiapas tuvo una incidencia media de 1 a 2 registros de puntos de calor en la zona del 2001 a 2009. En esta región los bosques tropicales perennifolios y subperennifolios son las áreas con mayor riesgo de incendio por su carga de combustibles. Así mismo, se detectó que, en esta zona, las áreas con mayor número de incendios en el período son aquellas con mayor densidad de caminos en el sureste de la región Lancandona (Jaiswal *et al.*, 2002).

En la primera parte de esta tesis se plantea conocer las tendencias y vacíos en la información en la investigación de incendios en los bosques tropicales húmedos en el mundo. Llenar estos huecos en la rama de la ecología del fuego en sistemas tropicales, permitirá tener un marco de referencia global que permita contextualizar la dinámica de incendios y sus posibles efectos en la región de estudio.

En el segundo capítulo se llevó a cabo un análisis de los incendios del sureste de México en una ventana de tiempo de 21 años mediante el uso de las imágenes satelitales MOD14, las



cuales nos permiten contar con un archivo histórico y reciente de incendios a nivel mundial. El estudio de los incendios mediante este tipo de imágenes nos permitirá entender la dinámica de los incendios a una escala regional y su análisis en el área de estudio permitirá comprender patrones del régimen de incendios.

La última parte de este trabajo se llevó a cabo a una escala local o fina en el bosque tropical húmedo de la porción sur de la Reserva Montes Azules y un área con bosque fragmentado adyacente a la reserva en el municipio de Marqués de Comillas, Chiapas. En la zona adyacente a reserva durante la temporada de secas se realizan quemas agropecuarias y en las partes en las que aún subsiste bosque secundario todavía se practica el método de roza, tumba y quema (Trujillo-Sánchez y Montalvo-Quechulpa, 2009). Estas prácticas suelen afectar bosques secundarios, aunque probablemente también afecten zonas de bosque dentro de la reserva en donde se han registrado incendios forestales. Por ello, se evaluará el efecto de la calidad de sitio en el comportamiento de la temperatura del suelo durante una quema agrícola controlada y sus efectos en los nutrientes del suelo en una quema agrícola de esta localidad.

Por lo tanto, dentro del contexto anteriormente mencionado se enmarcan los objetivos de esta tesis dirigidos a precisar la dinámica de incendios, tanto en su ocurrencia como en sus efectos.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

Describir el régimen actual de incendios y sus causas, así como sus efectos en el suelo de los bosques tropicales húmedos del sureste de México.

### **Objetivos particulares**

- 1) Determinar la relevancia de los estudios de los incendios en los bosques tropicales húmedos en la actualidad y sintetizar la información publicada sobre sus causas y efectos.
- 2) Analizar la dinámica espacio temporal de los puntos de calor en el sureste de México en un periodo de 21 años.
- 3) Estudiar el comportamiento de la temperatura y su efecto en los nutrientes del suelo durante una práctica de roza tumba y quema e identificar los factores que la influyen a lo largo de tres laderas de un bosque tropical húmedo.

## Literatura Citada

- Armenteras-Pascual, D. *et al.* 2011. Characterizing fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agricultural and Forest Meteorology*, **151**(3): 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.11.002>.
- Arroyo-Rodríguez, V. *et al.* 2007. Impact of rain forest fragmentation on the population size of a structurally important palm species: *Astrocaryum mexicanum* at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, **138**(1–2): 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.016>.
- Arroyo-Rodríguez, V. *et al.* 2012. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, **100**(3): 702–711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01952.x>
- Badía, D. y Martí, C. 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, **17**(1): 23–41. <https://doi.org/10.1080/15324980301595>.
- Balch, J. K. *et al.* 2013. Effects of high-frequency understory fires on woody plant. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **368**: (1619, SI). <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0157>.
- Barlow, J. y Peres, C. A. 2004. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, **359**(1443): 367–80. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1423>.
- Becerra-Vázquez, Á. G. *et al.* 2020. Effects of seed priming on germination and seedling growth of desiccation-sensitive seeds from Mexican tropical rainforest. *Journal of Plant Research*, **133**(6): 855–872. <https://doi.org/10.1007/s10265-020-01220-0>.
- Berget, C. *et al.* 2021. Landscapes on the move: Land-use change history in a Mexican agroforest frontier. *Land*, **10**(10): 1066. <https://doi.org/10.3390/land10101066>.
- Bhagwat, S. A., Nogué, S. y Willis, K. J. 2012. Resilience of an ancient tropical forest landscape to 7500 years of environmental change. *Biological Conservation*, **153**: 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.002>.
- Bond, W. J. y Scott, A. C. 2010. Fire and the spread of flowering plants in the Cretaceous. *New Phytologist*, **188**(4): 1137–1150. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03418.x>.
- Bowman, D. *et al.* 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, **38**(12): 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>.
- Bowman, D. *et al.* 2020. Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment*, **1**(10): 500–515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>.
- Bradstock, R. y Auld, T. 1995. Soil temperatures bushfires in during experimental relation to fire intensity: for legume consequences in south-eastern germination and fire management Australia. *Journal of Applied Ecology*, **32**(1): 76–84.
- Brando, P. M. *et al.* 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology*, **18**(2): 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>.
- Bush, M. B., Silman, M. R. y Urrego, D. H. 2004. 48,000 years of climate and forest change in a biodiversity hot spot. *Science*, **303**(5659): 827–9. <https://doi.org/10.1126/science.1090795>.
- Castañón, L. J. 1994. La rebelión indígena en los bosques de Chiapas, México: efectos del ajuste estructural y la reforma forestal. *Unasylva (FAO)*, **45**(179): 51–55.
- Chaves, Ó. M., Stoner, K.E. y Arroyo-Rodríguez, V. 2012. Differences in diet between spider monkey groups living in forest fragments and continuous forest in Mexico. *Biotropica*, **44**(1): 105–113. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00766.x>.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances, perspectives in plant ecology. *Evolution and Systematics*, **6**(1–2): 51–71. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1078/1433-8319-00042>.
- Chazdon, R. L. *et al.* 2008. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, **41**(2): 142–153. <https://doi.org/10.1111/j.1744->

7429.2008.00471.x

- Cochrane, M. A. *et al.* 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* **284**(5421): 1832–1835. <https://doi.org/10.1126/science.284.5421.1832>.
- Cochrane, M. A. 2001. In the line of fire - Understanding the impacts of tropical forest fires. *Environment*, **43**(8): 28–38. <https://doi.org/10.1080/00139150109604505>
- Cochrane, M. A. 2001b. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, **15**(6): 1515–1521. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x>.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, **421**(6926): 913–919. <https://doi.org/10.1038/nature01437>.
- Cochrane, M. A. y Laurance, W. F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, **18**(03): 311–325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>.
- CONABIO 1995. Reservas de la biósfera y otras áreas naturales protegidas de México. Primera edición. INE and SEMARNAP.
- Costanza, R. *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253–260.
- Curtis, P. G. *et al.* 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, **361**(6407): 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.
- Dale, V. H. *et al.* 2001. Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience*, **51**(9): 723. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Daniel, T. W., Helms, J. A. y Baker, F. S. 1979. Principles of Silviculture. New York: McGraw-Hill
- Debano, L., Neary, D. y Ffolliot, P. 1998. Fire effects in ecosystems. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Didham, R. K. y Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, **31**(1): 17–30. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00113.x>.
- Døckersmith, I. C., Giardina, C. P. y Sanford, R. L. 1999. Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropics. *Plant and Soil*, **209**(1) 137–156. <https://doi.org/10.1023/A:1004503023973>
- Eva, H. y Lambin, E. F. 2000. Fires and land-cover change in the tropics: A remote sensing analysis at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, **27**(3) 765–776.
- Flannigan, M. *et al.* 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change*, **72**(1–2): 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-5935-y>.
- Flannigan, M. D., Stocks, B. J. y Wotton, B. M. 2000. Climate change and forest fires. *The Science of the total environment*, **262**(3): 221–9.
- Gafur, A. *et al.* 2003. Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong hill tracts of Bangladesh. *Journal of Hydrology*, **274**(1–4): 30–46. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00351-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00351-7).
- García-Barrios, L. *et al.* 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: The Mexican experience. *BioScience*, **59**(10): 863–873. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.10.8>.
- Ghuman, B. S. y Lal, R. 1989. Soil temperature effects of biomass burning in windrows after clearing a tropical rainforest. *Field Crops Research*, **22**(1): 1–10. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(89\)90083-X](https://doi.org/10.1016/0378-4290(89)90083-X).
- Gill, A. 1975. Fire and the Australian flora: A review. *Australian Forestry*, **38**(1): 4–25. <https://doi.org/10.1080/00049158.1975.10675618>.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. y Rubio, J. L. 2004. Spatial patterns of soil temperatures during experimental fires. *Geoderma*, **118**(1–2): 17–38. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00167-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00167-8).
- Gomez-Pompa, A., Vázquez-Yanes, C. y Guevara, S. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, **177**(4051): 762–765. DOI: 10.1126/science.177.4051.762
- Harper, K. A. *et al.* 2005. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Ecology*, **19**(3): 768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>

- Holdsworth, A. R. y Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications*, **7**(2): 713–725.
- Informador 2013. Chiapas registra 35 incendios forestales durante 2013. <https://www.informador.mx/Mexico/Chiapas-registra-35-incendios-forestales-durante-2013-20130224-0112.html>. Consultado el 5 de mayo de 2015.
- Jaiswal, R. K. *et al.* 2002. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **4**(1): 1–10. [https://doi.org/10.1016/S0303-2434\(02\)00006-5](https://doi.org/10.1016/S0303-2434(02)00006-5).
- Jakimow, B. *et al.* 2023. Deforestation and agricultural fires in South-West Pará, Brazil, under political changes from 2014 to 2020. *Journal of Land Use Science*, **18**(1): 176–195. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2023.2195420>.
- Jones, M. W. *et al.* 2022. Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics*, **60**(3). <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>.
- de Jong, B. H. *et al.* 2000. Carbon flux and patterns of land-use/ land-cover change in the selva lacandona, Mexico. *AMBIO*, **29**(8): 504. [https://doi.org/10.1639/0044-7447\(2000\)029\[0504:CFAPOL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2000)029[0504:CFAPOL]2.0.CO;2).
- Joseph, S., Murthy, M. S. y Thomas, A. P. 2010. The progress on remote sensing technology in identifying tropical forest degradation: A synthesis of the present knowledge and future perspectives. *Environmental Earth Sciences*, **64**(3): 731–741. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0893-8>.
- Keane, R. E., Burgan, R. y van Wagtenonk, J. 2001. Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: Integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling. *International Journal of Wildland Fire*, **10**(4): 301–319.
- Keeley, J. E. y Rundel, P.W. 2005. Fire and the Miocene expansion of C4 grasslands. *Ecology Letters*, **8**(7): 683–690. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00767.x>.
- Keith, D. A., McCaw, W. L. y Whelan, R. J. 2002. Flammable Australia: the fire regimes and biodiversity of a continent. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kennard, D. K. y Gholz, H. L. 2001. Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, **234**(119): 119–129. <https://doi.org/10.1023/A:1010507414994>
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, **85**(1): 91–118. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4>
- Koetz, B. *et al.* 2008. Multi-source land cover classification for forest fire management based on imaging spectrometry and LiDAR data. *Forest Ecology and Management*, **256**(3): 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.025>.
- Krebs, P. *et al.* 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in biosciences*, **129**(1): 53–69. <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z>.
- Krishna-Bahadur, K. C. 2008. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. *Environmental Geology*, **57**(3): 695–705. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1348-3>.
- Lal, R. 1987. Tropical ecology and physical edaphology. Michigan: John Wiley & Sons Australia.
- Laurance, W. F. y Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*, **15**(6): 1529–1535. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01093.x>.
- Ma, C. *et al.* 2022. Characterizing spatial patterns of amazon rainforest wildfires and driving factors by using remote sensing and GIS geospatial Technologies. *Geosciences*, **12**(6): p. 237. <https://doi.org/10.3390/geosciences12060237>.
- Mardiastuti, A. 2020. Response and impact of fire on bird community in the tropical rainforest: A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **504**(1): 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/504/1/012001>.
- Mariscal, A. 2005. Alerta ambiental en la selva Lacandona por 4 incendios. La Jornada. <https://jornada.com.mx/2005/04/23/index.php?section=estados&article=034n2est>. Consultado el 22

de abril de 2015.

- Martínez-Ramos, M. y Alvarez-Buylla, E. R. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science*, **3**(10): 400–405. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01313-2](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01313-2)
- Medellín, R. 1996. Reserva de la Biósfera Montes Azules. *Gaceta Ecológica*, **38**. (México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático)
- Mendoza, E., Fay, J. y Dirzo, R. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, Southeast Mexico: Patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, **78**, 451–467.
- Miller, C. y Urban, D. L. 2000. Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology*, **15**, 145–154.
- Miranda, A. C. *et al.* 2009. Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **9**(03): 313. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>.
- Neary, D. G. *et al.* 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, **122**(1–2): 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8).
- Neary, D. G. *et al.* 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. General Technical Report, RMRS-GTR-42-vol.4, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. Ogden, UT.
- Nyamangara, J., Gotosa, J. y Mpfu, S. E. 2001. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. *Soil and Tillage Research*, **62**(3–4): 157–162. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00215-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00215-X).
- Ottmar, R. D. *et al.* 2007. An overview of the fuel characteristic classification system — Quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning. *Canadian Journal of Forest Research*, **37**(12): 2383–2393. <https://doi.org/10.1139/X07-077>.
- Pantoja-Campa, V. 2009. Mapeo analítico de la problemática del manejo del fuego en la región de la selva maya, Proyecto Fomento del Manejo del Ecosistema Trinacional de la Selva Maya (Belice-México-Guatemala), Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Pausas, J. G. y Keeley, J.E. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, **59**(7): 593–601.
- Pyne, S., Andrews, P. y Laven, R. 1996. Introduction to wildland fire. New York: John Wiley.
- Raison, R. J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil*, **51**(1): 73–108. <https://doi.org/10.1007/BF02205929>.
- Rajkai, K., Kabos, S. y van Genuchten, M. 2004. Estimating the water retention curve from soil properties: comparison of linear, nonlinear and concomitant variable methods. *Soil and Tillage Research*, **79**(2): 145–152. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.003>.
- Román-Cuesta, R. M., Gracia, M. y Retana, J. 2003. Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and Non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications*, **13**(4): 1177–1192. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)13\[1177:EAHFIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)13[1177:EAHFIF]2.0.CO;2).
- Román-Cuesta, R. M. y Martínez-Vilalta, J. 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: Case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*, **20**(4): 1074–1086. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00478.x>.
- Roman-Cuesta, R. M., Retana, J. y Gracia, M. 2004. Fire trends in tropical Mexico - A case study of Chiapas. *Journal of Forestry*, **102**(1): 26–32. <https://doi.org/10.1093/jof/102.1.26>
- Román-Dañobeytia, F. J. *et al.* 2012. Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the Lacandon rainforest region of Chiapas, Mexico. *Restoration Ecology*, **20**(3): 378–386. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00779.x>.
- Rull, V. 1999. A palynological record of a secondary succession after fire in the Gran Sabana. *Journal of Quaternary Science*, **14**, 137–152. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1417\(199903\)14:2<137::AID-JQS413>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1417(199903)14:2<137::AID-JQS413>3.0.CO;2-3)
- Ryan, K. C. 2002. Dynamic Interactions between Forest Structure and Fire Behavior in Boreal Ecosystems. *Silvica Fennica*, **36**(1): 13–39. <https://doi.org/10.14214/sf.548>
- Rzedowsky, J. 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la

Biodiversidad. México.

- Scott, A. C. y Glasspool, I. J. 2006. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**(29): 10861–5. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604090103>.
- Singh, R. L. y Singh, P. K. 2017. Global Environmental Problems. pp. 13–41. En: Singh, R. L. (ed.). *Principles and Applications of Environmental Biotechnology for a Sustainable Future*. Singapore: Springer Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-1866-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-981-10-1866-4_2).
- Skovsgaard, J. P. y Vanclay, J. K. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, **81**(1): 13–31. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>.
- Soto, B. y Diazfierros, F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire*, **3**(4): 207. <https://doi.org/10.1071/WF9930207>.
- Souza, W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**, 353–391. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>
- Stephens, S. L. y Moghaddas, J. J. 2005. Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a California mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, **215**(1–3): 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.070>.
- Tabarelli, M. *et al.* 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, **143**(10): 2328–2340. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.
- Tabarelli, M., Peres, C. A. y Melo, F. P. L. 2012. The “few winners y many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, **155**(0): 136–140. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>.
- Tabarelli, M., Da Silva, M. J. C. y Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, **13**(7): 1419–1425. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019398.36045.1b>.
- Tanaka, S. *et al.* 2001. Effect of burning on soil organic matter content and N mineralization under shifting cultivation system of Karen people in Northern Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition*, **47**(3): 547–558. <https://doi.org/10.1080/00380768.2001.10408418>.
- Trujillo-Sánchez, J. M. y Montalvo-Quechulpa, S. 2009. Diseño de un modelo de planes comunitarios de manejo integral del fuego en ejidos del municipio Marqués de Comillas, Chiapas. F7-08–050. San Cristobal de las Casas.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence continuous. *Journal of Applied Ecology*, **33**(2): 200–209.
- Vázquez-Yanes, C. y Orozco-Segovia, A. 1982. Seed germination of a tropical rain forest pioneer tree (*Heliocarpus donnell-smithii*) in response to diurnal fluctuation of temperature. *Physiologia Plantarum*, **56**(3): 295–298. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1982.tb00341.x>.
- Weng, C., Bush, M. B. y Athens, J. S. 2002. Holocene climate change and hydrarch succession in lowland Amazonian Ecuador. *Review of Palaeobotany and Palynology*, **120**(1–2): 73–90. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0034-6667\(01\)00148-8](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0034-6667(01)00148-8).
- Yocom, L. L. y Fulé, P.Z. 2012. Human and climate influences on frequent fire in a high-elevation tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, **49**(6): 1356–1364. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02216.x>.

## Causes and Effects of Forest Fires in Tropical Rainforests: A Bibliometric Approach

Tropical Conservation Science  
Volume 10: 1–14  
The Author(s) 2017 Reprints  
and permissions:  
sagepub.com/journalsPermissions.nav  
DOI: 10.1177/1940082917737207  
journals.sagepub.com/home/trc



S. M. Juárez-Orozco<sup>1,2</sup>, C. Siebe<sup>2</sup>, and D. Fernández y Fernández<sup>3</sup>

### Abstract

Despite their humid environment, tropical rainforests are threatened by fires that negatively impact their ecological and economic value. However, fires in these ecosystems have been investigated to a far lesser degree compared with temperate or seasonally dry forests. We performed a bibliometric analysis to identify knowledge gaps in rainforest fire studies from 1981 to 2015. Through an analysis of the temporal and spatial research trends, we aimed to evaluate the main drivers that motivate investigations in this field of study. In total, we recorded 366 publications in indexed journals. Approximately 60% of these studies were conducted in four countries. The number of publications tended to increase after El Niño years. A word co-occurrence network revealed a strong relationship between land use change and fires and the role of fire in agricultural and ecosystem traits. We conclude that socioeconomic drivers, deforestation, and global climate change should be considered to gain a better understanding of the occurrence of forest fires. Further studies should include the cause, intensity, and recurrence of fires, since they determine the effects of fire on the soil and biota (fire severity). The spatiotemporal patterns of forest fires require further study to develop strategies for good agricultural production and to predict successional routes after fires. These identified gaps in the research on forest fires could guide decision-making toward the prevention of further fire expansion or at least to reduce its negative effects in tropical rain forests.

### Keywords

data mining, indexed journals, knowledge fields, publication temporality, geographic analysis

### Introduction

Rainforests are the terrestrial systems with the highest species diversity on the planet, and they provide important services to the ecosystem (Lewis, Edwards, & Galbraith, 2015; Rodríguez-Trejo, Ramírez-Maldonado, Tchikoué, & Santillan-Pérez, 2008). Their natural fire regime is characterized by a low frequency of fires, but these tend to be intense when they occur (Bowman et al., 2011). Rainforests are vulnerable because a great majority of their species lacks the ability to adapt in order to cope with fire (Cochrane & Schulze, 1999). In recent decades, forest fires have been increasing (Cochrane, 2001), mainly caused by human activities (Lewis et al., 2015); they represent a threat to the remaining tropical forests around the world (48.84%, a mere 3.6 billion hectares of their initial coverage area, International Sustainability Unit, 2015). This current increase is related to global warming and the alarming global deforestation rate

(5.2  $10^6$  ha yr<sup>-1</sup>; Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2012a). In fact, deforestation and forest fires act in synergy to reduce and fragment tropical rainforests (Cochrane, 2001). Furthermore, surge in droughts and temperature associated with global climate change (GCC) will promote an increased frequency of

<sup>1</sup>Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

<sup>2</sup>Laboratorio de Edafología Ambiental, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

<sup>3</sup>Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

Received 12 July 2017; Accepted 22 September 2017

### Corresponding Author:

S. M. Juárez-Orozco, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad SN, Mexico City 04510, Mexico.  
Email: soni@ciencias.unam.mx





fire occurrence in the near future (Abeli, Jäkäläniemi, & Gentili, 2014).

Despite the absence of precise figures that reflect the loss of tropical rainforests, it is well established that broad areas of tropical forests have diminished in spite of conservation efforts over the last 25 years (Keenan et al., 2015). Rainforests are critically threatened by agricultural expansion, cattle ranching, logging, mining, road construction, and the cultivation of biofuel plants (International Sustainability Unit, 2015). It should be emphasized that the main activities associated with forest fires are agriculture and ranching (van Vliet et al., 2012). These human activities have played an important role, inducing legal and illegal land use changes (Jakovac, Peña-Claros, Mesquita, Bongers, & Kuyper, 2016; Zhang & Pearse, 2011). Low-income farmers in many places around the world practice slash-and-burn agriculture in small areas, while intensive agriculture and extensive farming usually expand over several hectares.

Forest fires extensively affect vegetation cover, density, structure, composition, diversity, and productivity. They result in deforestation, reduction in population sizes, forest edge effects, changes in the community structure, and the immigration of exotic species (Cochrane & Laurance, 2002; Laurance et al., 2012; Turner, 1996). The fire may also generate critical changes in soil properties, depending on the type of soil, the amount and quality of fuel, the duration of the fire, and the temperature attained (Badía & Martí, 2003). Fire affects the soil chemistry, altering the concentration of nutrients such as C, P, Ca, Mg, Na, K, ON, NO<sub>3</sub>, and NH<sub>4</sub> (Knicker, 2007).

Bibliometrics comprises a set of quantitative methods currently employed to analyze the published literature on a specific topic (Broadus, 1987; Hull, Pettifer, & Kell, 2008; Tanev, 2014; Thanuskodi & Venkatalakshmi, 2010). Through specific searches in the literature, it is possible to identify certain tendencies in the development of research on forest fires (Thanuskodi & Venkatalakshmi, 2010). Bibliometric studies have been utilized to follow the course of several ecological phenomena such as changes in diversity and the impact of conservation strategies (Song & Zhao, 2013) or the impacts of shifting cultivation (Mukul & Herbohn, 2016; Ribeiro Filho, Manfredini, Aguilar, & Neves, 2013) through an examination of information provided in publications on the subject and its evolution over time (Stork & Astrin, 2014; Young & Wolf, 2006).

The increase in the frequency of fires has been widely explored in fire-prone temperate and Mediterranean forests, where the plants are adapted to fire (Ganteaume et al., 2013), but the research on tropical forests fires is not sufficient. Ecologists and foresters are currently interested in exploring the causes and effects of forest fires in tropical rainforests. Therefore, the objective of this study

is to analyze the trends in the research on tropical rainforest fires employing bibliometrics and basic data mining tools. We also identified the main causes and effects of forest fires in this ecosystem, the major research areas addressed by the scientific community, and the temporal and spatial distribution of publications around the world.

## Methods

### *Object of Study Definition*

Tropical rainforests are described in the literature under different names (Simons, Singh, Zhu, & Davis, 1999). The usage of different terminology hinders the compilation and synthesis of new information. This vegetation type appears in publications as evergreen tropical rainforests (FAO, 1998), evergreen and semi-evergreen rainforests (FAO, 2012b), lowland rainforests, and tropical and subtropical moist broadleaf forests (World Wildlife Fund [WWF], 2015). Similarly, other authors employ the term rainforest to refer to other types of vegetation located in areas with different climates, edaphic conditions, and other physiognomic characteristics. This is the case with moist deciduous tropical rainforests, montane rainforests, subtropical and temperate rainforests, and other deciduous forests such as monsoon forests (Richards, 1996). In this work, we adopt the FAO (1998) definition of tropical rainforests as the type of vegetation distributed in areas with more than 2,500 mm of annual precipitation with a dry period that commonly does not exceed 3 months. This research is an attempt to explore the maximum possible number of academic publications regarding tropical rainforests, taking into account all the variant terms employed in the current academic literature. In the case of forest fires and burns, we also tried to include all kinds of variation in terms, such as fire, wildfire, burn, ignition, shifting agriculture or cultivation, slash and burn, and swidden cultivation.

### *Data Collection*

After defining the study object, we proceeded with bibliometrics and basic data mining analysis (Figure 1). First, we performed an advanced search of all the articles in indexed journals related to forest fires and agricultural burns in tropical rainforests between 1981 and 2015. The journals covered environmental, agronomic, and geographic information. In this search, we considered only papers with a title that was focused on forest fires in tropical rainforests. We retrieved publications from the following bibliographic databases: ISI Web of Science, Scopus, ScienceDirect, BIOSIS, and Zoological Abstracts. For the advanced search, we employed the

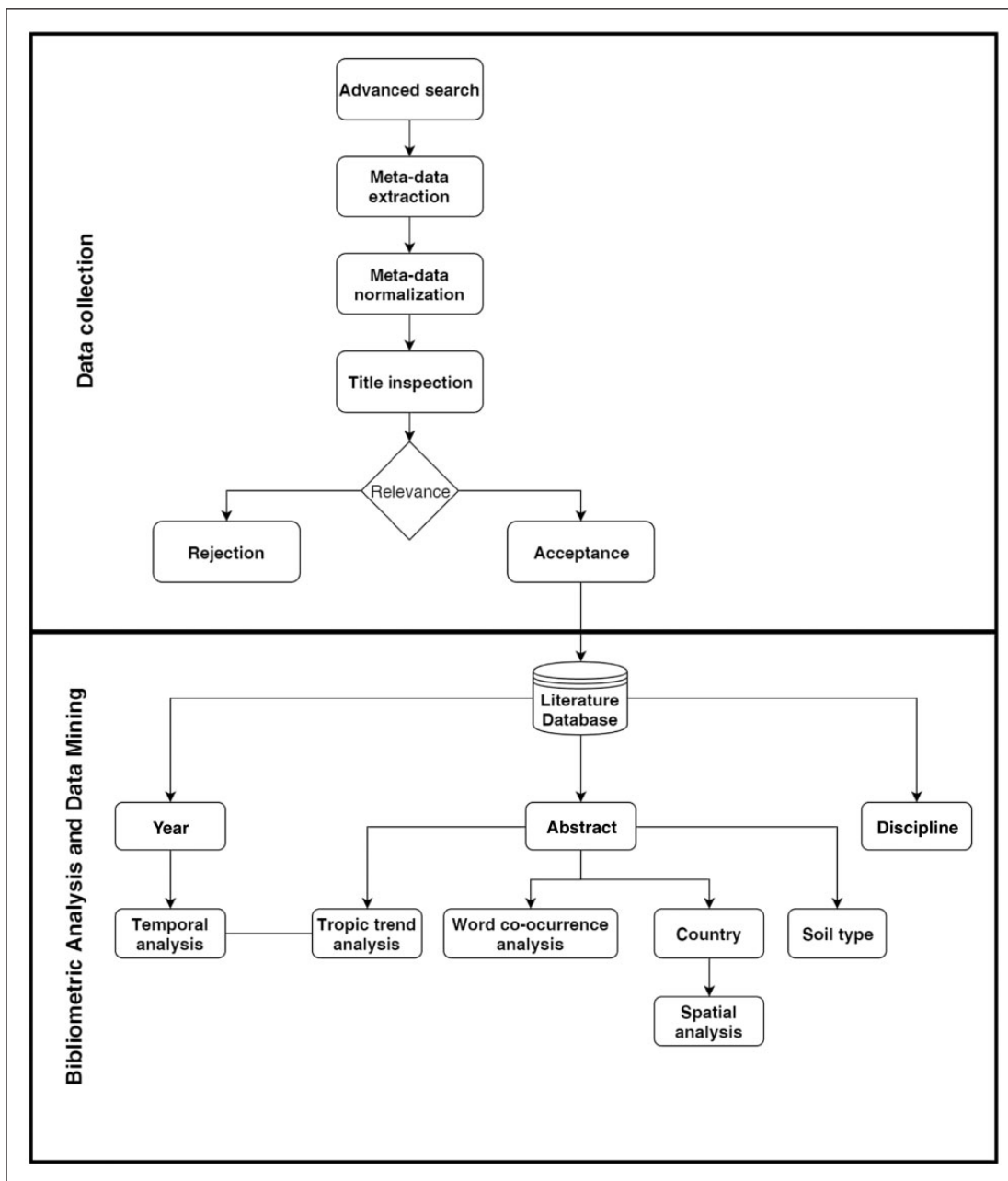


Figure 1. Methodological approach.

logic and Boolean operators AND, OR, NOT, ?, \* and ‘’ to extract all the publications related to forest fires and tropical rainforests. From this search, we created a database with the following fields: (a) publication title, (b) publication year, (c) abstract, (d) keywords and descriptors, and (e) discipline. Each record was normalized and carefully reviewed to exclude those items that were not accordance with the objective of this work. The papers included were restricted to those belonging to the environmental disciplines. Utilizing the information contained in the title, abstract, keywords, and descriptors, we

extracted specific data regarding the publications, such as the country where the study was performed, the type of soil, and the objectives of each work analyzed. The different types of soils were normalized based on the World Reference Base soil classification (FAO, 2014).

### *Bibliometric Analysis and Data Mining*

To identify the trends in the scientific literature on tropical rainforest forest fires, we employed a word co-occurrence analysis that combines bibliometrics and

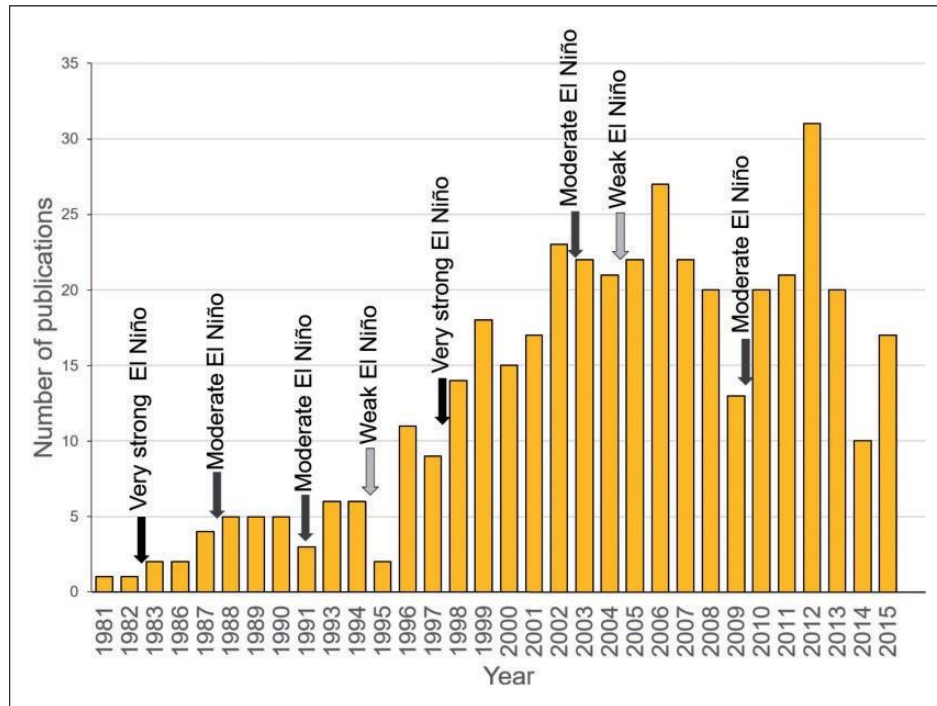


Figure 2. Temporal and spatial variation in the number of publications. Arrows represent very strong, moderate, and weak El Niño years (black, dark gray, and light gray arrows correspondingly where  $N = 365$ ).

text mining techniques to demonstrate the associations between terms in a network (An & Wu, 2011). To perform this analysis, we employed 365 publications with abstracts, as the abstract contains relevant information about the content of each work. The preprocessing of these data included stop word removal and word stemming that implies the elimination of common words unrelated to the research objective, such as “for,” “the,” and “and,” among others. In addition, word stemming entails the reduction in the number of morphological variants of words by the removal of word endings. Subsequently, we obtained a term-document matrix from which we extracted word frequencies. Based on this information, we conducted a word co-occurrence network employing R (v. 3.2.2) and Sci2 (v. 1.2b). In the word co-occurrence network, each node represents a word, whereas the edges symbolize the connections between them. The strength of each connection depends on the frequency of the two words appearing together, and it is symbolized by the width of the line in the network. The edges represent co-occurrences. In this graph, words are connected to one or more words (Tanev, 2014). The maximum value of the strength is one, and this occurs when two words always appear together, whereas the minimum value is 0, when two words never appear together. In this case, we constructed the network including the 100 strongest relationships among words or edges. Finally, we also generated a topic model in R that classifies sets of documents

into themes employing the frequency of the terms in a probabilistic framework.

## Results

### Spatiotemporal Analysis

In total, we analyzed 365 publications (S-1) in the period from 1981 to 2015. The following results were obtained from the analysis of these records. Over the period of time covered by this study, the number of articles on fire in tropical rainforests was found to be growing, with some fluctuations. The maximum number of publications on this theme was recorded in 2012, while the least number of publications was observed in 1995. Figure 2 displays that the number of publications has increased over time with peaks occurring around the years with very strong and moderate ENSO (El Niño-Southern Oscillation) effects (National Oceanic and Atmospheric Administration and National Weather Service, 2016).

The publications analyzed belonged to 45 countries from around the world (Figure 3). Most of the studies were concentrated in the continent of South America followed by Asia, Australia, and Africa. From these regions, Brazil (119) and Indonesia (52) recorded the highest number of publications. Two major tropical rainforests of the world are located in these countries, the Amazon

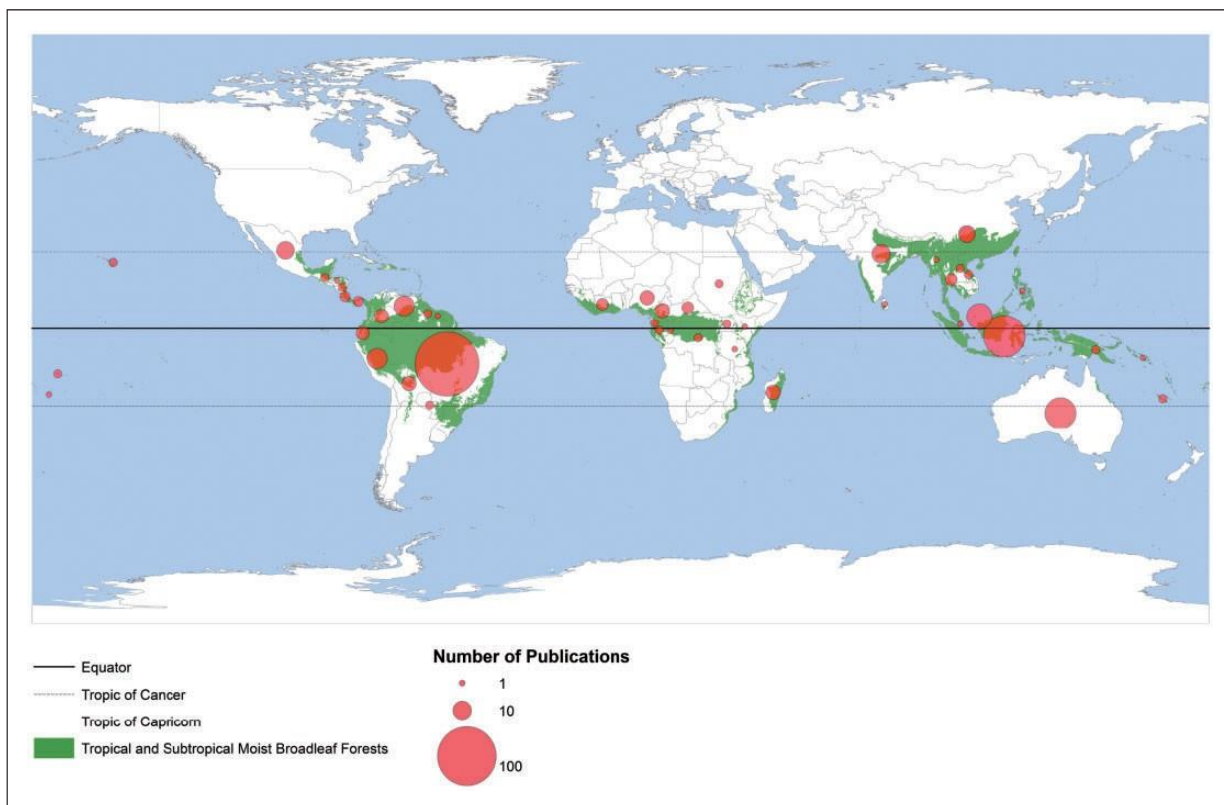


Figure 3. Spatial distribution of publications at the global scale that are focused on fires in tropical rainforests. The green areas represent the principal remnants of tropical rainforests (The Nature Conservancy, 2009). The red dots represent the number of publications.

and the Borneo. The Amazon is the largest rainforest in the world and it is also one of the most highly researched regions in terms of forest fires. However, other countries with large rainforests, such as the Democratic Republic of the Congo, only had three publications on this theme.

### Word Co-Occurrence Analysis

To obtain a word co-occurrence network, we analyzed the abstract of 365 documents. Subsequent to the stop word removal and word stemming, we found 4,489 different terms in the 365 documents that contained an abstract. The term-document matrix obtained from the complete abstracts revealed that most of the terms did not appear frequently (sparsity = 98%). However, the most frequent terms were *forest* (term frequency = 1,542; number of documents in which it appears = 300), *fire* (1,428; 161), and *burn* (602; 196), which was expected, as they were the central objects of this study. Some frequently occurring terms were associated with ecological terminology such as *species* (558; 140), *tree* (304; 100), *biomass* (198; 74), *disturbance* (148; 82), *community* (162; 80), *diversity* (136; 59), and *severity* (116; 55). On the other hand, the terms associated with conservation and management were *use* (303; 203), *shifting cultivation* (150; 70), *deforestation* (164; 58), *agriculture* (156; 89),

*fallow* (185; 60), and *log* (143; 35). The themes pertaining to the word frequency coincided with the main disciplines that are related to the study of forest fires, which were environmental sciences and ecology (36%), biodiversity and conservation (10%), and agriculture (9%).

Of the 365 publications, 129 were articles that focused on ecology and 39 focused on soil. The ecological variables that were most often reported in the abstracts were those concentrating on the community level, with composition and diversity being the terms with the highest frequencies. On the other hand, the variables that were the least reported were decomposition and productivity, both of which belong to the level of ecosystem (Figure 4). Of the ecological studies, 72 were conducted on plants, 53 on animals, and 4 on fungi. The most frequently reported chemical soil variables in the abstracts were nitrogen and carbon followed by other nutrients such as phosphorus and potassium (Figure 5). Of the total publications analyzed, only 76 reported the type of soil. The reported soil types were acrisol (43%), ferralsol (34%), and podzol (7%;  $n = 76$ ).

Two networks of terms were generated based on analysis of the abstracts of the publications. The selection of terms in the networks was performed based on two criteria: the terms with highest frequency (Figure 6) and the most co-occurrence words (Figure 7). The network of

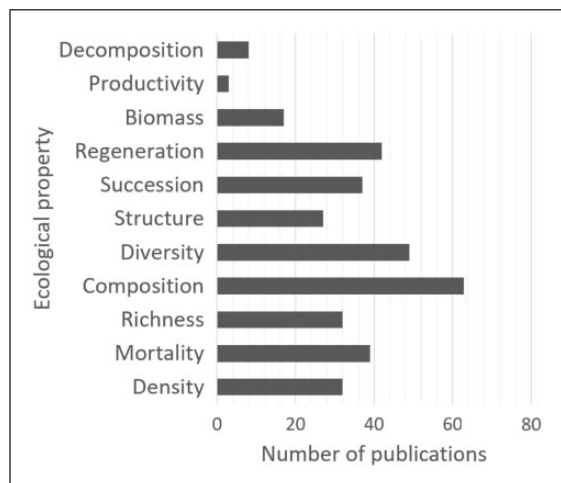


Figure 4. Number of publications reporting ecological properties (N = 129) and frequency of the analyzed properties.

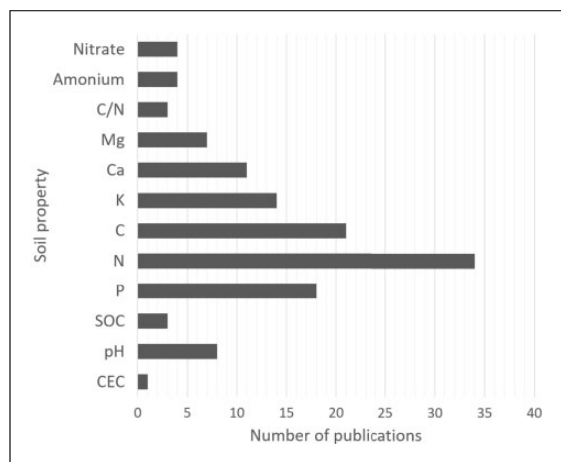


Figure 5. Number of publications that evaluated chemical soil properties (N = 39) and frequency of the analyzed properties.

word co-occurrence of the most frequent terms revealed associations among the most frequently employed terms across all abstracts (Figure 6). In Figure 6, *agriculture* appears as the leading cause of *fires* with *fallow* as one of its attributes, since this is frequently utilized in *shifting cultivation* systems. *Soil* is also revealed as important after agricultural burns. The term *community* is also prominent, since it is related to the effect of fire on *rainforest species*. A strong relationship is also revealed between *forest logging* as a *disturbance* related to fire. At the scale of *region*, we found a prevalence of certain terms such as *biomass burning* and *burned area calculation*. Many regional studies address the Amazon forest; therefore, words such as *deforestation* and *fire* are extremely prevalent in the literature.

Figure 7 shows the co-occurrence network of the 100 most prominent relationships among the terms in the

abstracts of the publications about fires in tropical rainforests around the world. The node size represents the number of articles or references and the thickness of the lines connecting them represent the corresponding co-occurrence values. The pairs of words with the highest co-occurrence were *tropic-forest*, *burn-forest*, *forest-use*, and *forest-area*. However, it is important to consider that the most significant associations in this research were *land-use*, *increase-area*, *increase-burn*, *studies-effect*, *studies-change*, *burn-effect*, *burn-compare*, *burn-use*, *change-land*, *change-area*, and *fire-impact*, among others. The topic analysis identified five main topics through the categorization of the terms in the abstracts based on their frequency (Figure 8). The first group evidently indicates that agriculture was one of the primary areas addressed by the scientific community and the interest in this topic (reflected in the number of publications) remained steady throughout the study period. The terms in the second group refer to the narrow relationship that exists between forest fires and deforestation. This theme has been addressed since the 1990s till the present time and attracts the attention of scientists and decision makers. Management was the third subject, and it is closely related to deforestation. However, publications on this theme commenced in the beginning of the 1980s. The last two subjects include the effects of fire on ecological variables and are related to the research on soil and biomass and tree species. The topic related to soil and biomass was less frequently reported, while studies on the relationship between fire and tree species drew the attention of researchers in late 90s and the first decade of the millennium. Finally, an increase in the occurrence of all of these themes was noted in 2003, which was a year with a high number of publications.

## Discussion

### Temporal Trends Displayed in Publications

The research interest in forest fires in tropical rainforests occurred simultaneously with the loss of these ecosystems. Despite their ecological and economic value, rainforests represent 32% of the total global forest loss (Hansen et al., 2013). The trend regarding the increase in publications in this specific theme (Figure 2) coincides with an increment of articles in other fields. However, this tendency reflects a concern about fire recurrence in tropical rain forests that is expected to worsen under a GCC scenario (Seiler, Hutjes, Kruijt, & Hickler, 2015).

The El Niño phenomenon has a strong relation with forest fires. Since several decades, the interest in this relationship has been published with regard to several vegetation types from differing perspectives. In relation to this, we found that the periodic increase in the research on forest fires is influenced by the El Niño years.

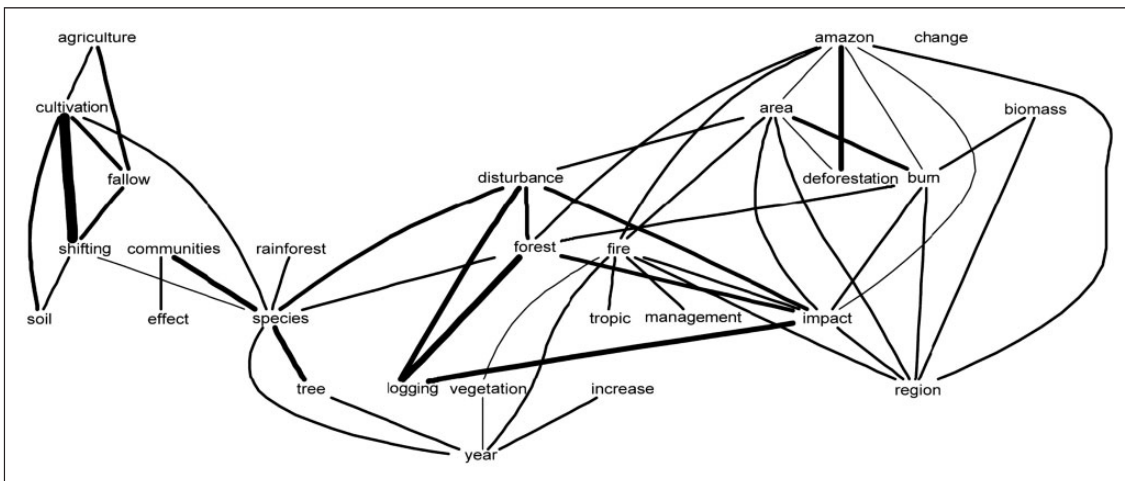


Figure 6. Word co-occurrence network. Lines represent co-occurrences of the terms and thick lines represent a strong relationship between two terms. Network terms are presented as lexemes or lexical units with a basic meaning.

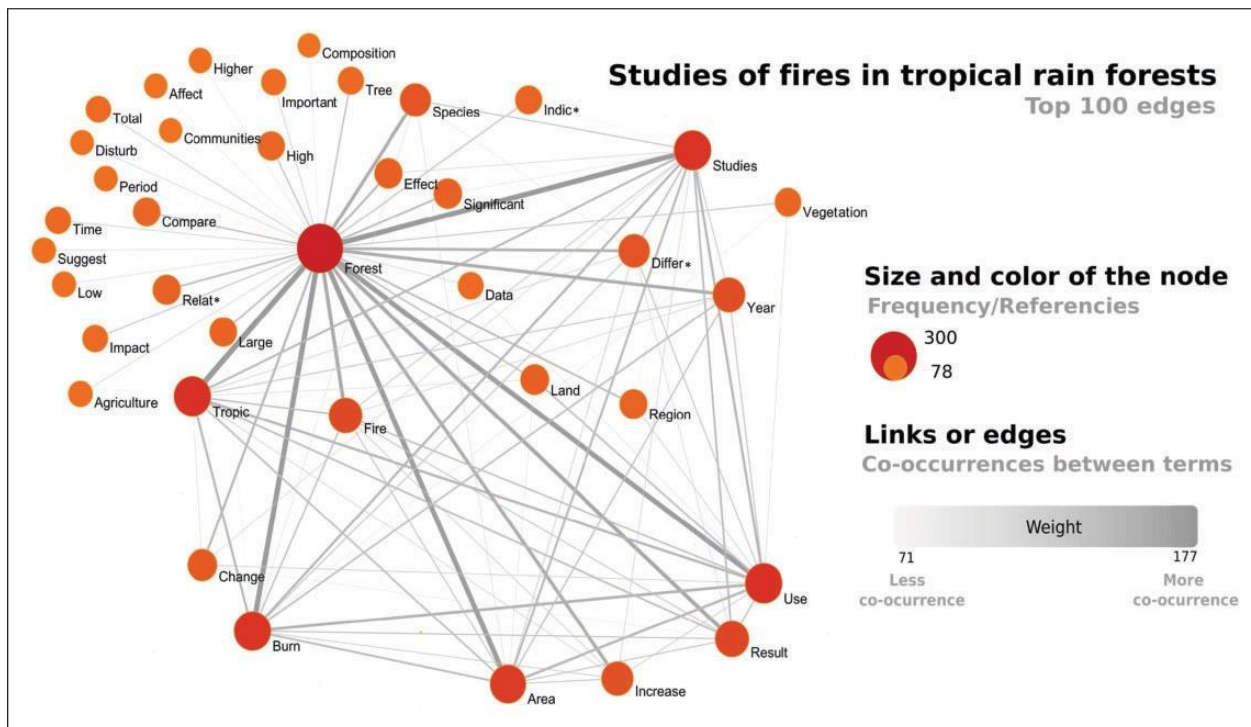


Figure 7. Co-occurrence network of the 100 terms that appeared more frequently together (links or edges). The degree of co-occurrence between two words is indicated by the thickness of the line, while the size and color of the nodes refer to the number of times the terms appear in documents. Network terms with an asterisk are presented as its lexical root, since they include words with substantially more than one implication (land: land, landscape, landholder; relat: relate, relation, relationship, relative and LandSat; indic: indicate, indicator, and indices).

Our analysis revealed that publications increased after very strong (1982–1983 and 1997–1998), moderate (1987–1988, 1991–1992, and 2009–2010), and weak (2004–2005) El Niño years, except for the period 2002–2003 (Figure 2). This tendency appears to be a reaction to

the increase in fires that occurred in rainforests (favored by the high temperatures and drought that characterize El Niño years), rather than a prevention strategy to address the actual high deforestation rates and GCC. In spite of this, few of the published papers (13.11%)

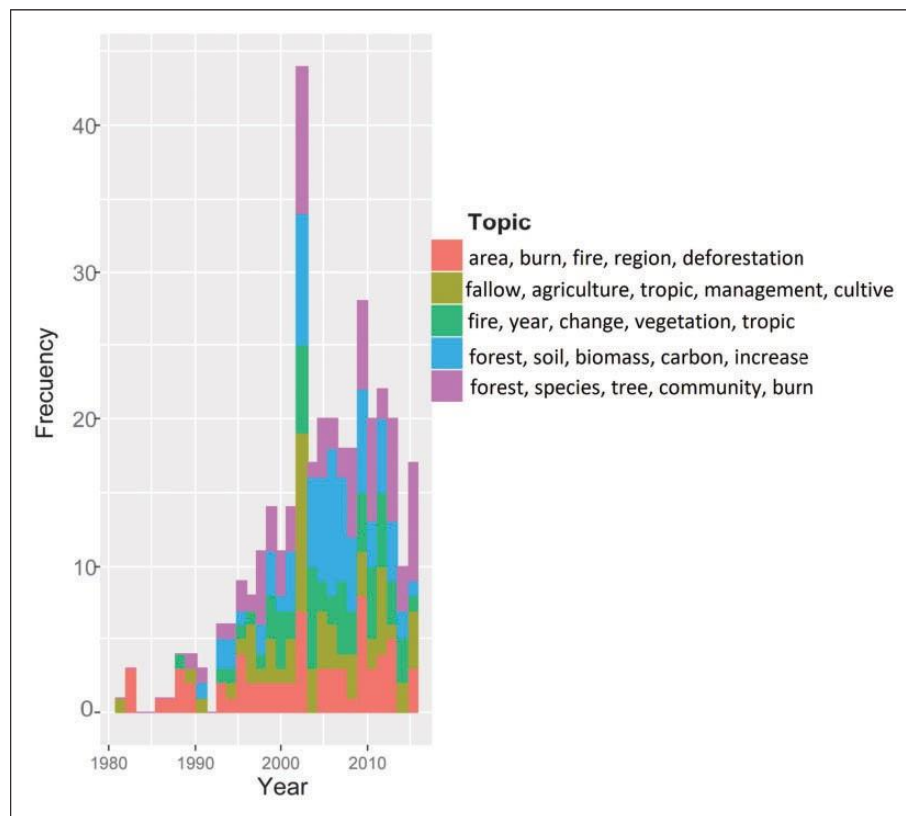


Figure 8. Topic analysis from 1981 to 2015.

mentioned this climatic phenomenon in their abstracts. On the other hand, the cause of these peaks in the research might have a relation with the global trend in research funding that is mainly concerned with issues that attract worldwide attention. In particular, Brazil has been interested in studying the effects of ENSO on fire occurrence (Alencar, Nepstad, & Diaz, 2006).

### Spatial Distribution of Publications

Approximately 60% of the studies on rainforest fires were mainly concentrated in four countries: Brazil (32.62%), Indonesia (14.25%), Australia (7.67%), and Malaysia (5.48%). The high number of publications from these countries is related to the surface area covered by rainforests, their economic value, and their conservation. The Amazon forest in Brazil (3,300,000 km<sup>2</sup>) and the Borneo forest in Malaysia and Indonesia (220, 000 km<sup>2</sup>) are the largest remaining rainforests in the world (Fearnside, 1997; WWF, 2016a). Both Brazil and Indonesia exhibit high deforestation rates that contribute to rainforests vulnerability to fires (Barni, Pereira, Manzi, & Barbosa, 2015; Fanin & Van Der Werf, 2015; Margono et al., 2012; Margono, Potapov, Turubanova, Stolle, & Hansen, 2014). For instance, between 1985 and 2001, 56% of the Kalimantan rainforest was deforested

to fulfill global timber demands (WWF, 2016b). Under these circumstances, disturbed rainforests are more susceptible to fires and their regeneration capacity is greatly diminished (WWF, 2016b).

An expansive forested area does not necessarily translate into an extensive number of articles. According to the World Bank (2016), most countries in the tropics have a sizeable rural population and a low gross domestic product per capita, except Australia, which was third in terms of the maximum number of publications. Central Africa, with the second largest expanse of contiguous rainforest (1.7 million km<sup>2</sup>; Mayaux, Achard, & Malingreau, 1998) had the least number of publications on forest fires. Madagascar and Cameroon, the countries with the highest publications in Africa, only contributed six publications each over a period of 33 years. The tropical rainforest of Congo Basin is bordered by savannahs and deforested areas due to logging and land clearing activities (Bucini & Lambin, 2002) that heighten the risk of fires, especially under GCC. This limited number of publications contrasts the well-documented phenomenon of deforestation in the Congo Basin (Ernst et al., 2013; Mayaux et al., 2013) and the registered forest fires in its rainforest (Bucini & Lambin, 2002; Global Forest Watch, 2016; Schmaltz, 2004; University of Maryland Global Land Analysis and Discovery Team, 2016).

However, in some of these countries, the small number of publications on forest fires could be due to the limited strength of scientific research (Scimago Lab, 2016). Consequently, since fires are a serious problem for this ecosystem, the research subject deserves more attention. In addition, other countries in Southeast Asia and Central America displayed low productivity in terms of articles focused on fires. The underlying causes of deforestation in these areas are mainly associated with agricultural expansion, fuel wood and timber extraction, and infrastructure development but also with areas of high population density, poor governance, and war-related conflicts (Ernst et al., 2013).

### *Main Fire Causes Reported*

We found that the main interests of researchers regarding tropical rainforest fires continues to be in the close relationship between deforestation, agriculture (slash/burn), cattle ranching activities, and fires. The fact that most of these practices are ancestral cultural activities might explain the reason behind most studies being based on an ecological, conservation, or agricultural approach (Figure 3). Currently, the causes of fires are anthropic in origin, with agriculture displaying the maximum level of association with forest fires (Cochrane, 2013). Thus, considering the current consequences of human activities in global deforestation and GCC, further in-depth research at several temporal and spatial scales appears to be extremely pertinent.

### *Word Co-Occurrence Network*

*Biotic responses after fire reported in the literature.* In the environmental and ecological research areas, we found a distinctive interest in the changes in the plant and animal communities (in terms of richness, composition, and diversity) after a single or multiple forest fires. Rainforest species recovery was evaluated for insects, amphibians, birds, mammals, and plants (mainly trees). Resprouting is considered to be the central mechanism of vegetation recovery after a fire; however, the vegetation resprouting capacity diminishes after recurrent fires (Clarke et al., 2015). This may influence plant diversity, since seed regeneration is greatly affected by fires. It has also been exhibited that after a fire, plant species richness and diversity increase due to immediate changes in species composition induced by an increment in the number of herbs, vines, and ferns (Randrianarison et al., 2015). On the other hand, the recovery of tree species takes place over decades. The vegetation biomass and structure of forests affected by fires change over ecological succession. It appears that at the initial successional stages, trees with small diametric classes possess more biomass compared with those with wider trunks (Omeja, Lwanga, Obua, & Chapman, 2011).

Abundant precipitation and high humidity levels limit the frequency of fires in tropical rainforests (Cochrane, 2003). However, under different disturbance regimes such as deforestation, the frequency experiences a surge (Xaud, Martins, & Dos Santos, 2013; Cochrane, 2001). A relationship between canopy openness and fire susceptibility has been reported after a fire (Ray, Nepstad, & Brando, 2010; Ray, Nepstad, & Moutinho, 2005), partially because canopy openness is associated with the moisture present in the understory fuels. However, the traits of soil and plant debris (insulation, moisture content, and others) prior to fire are rarely reported.

Even low-intensity fires may affect tropical forests, since plants do not possess the adaptability to tolerate high temperatures (Pivello, 2011). Depending on the size class, these fires can kill trees and thus lead to a reduction in the forest biomass. Low-intensity fires can further lead to the destruction of the seed bank and alteration off the microclimatic conditions that favors the growth of ruderal plants and lianas. The greater the frequency and intensity of the fires, the more significant and evident are the changes in diversity, composition, and structure (Xaud et al., 2013).

### *Fire: Underlying Causes and Effects*

In tropical rainforests, human activities such as agriculture and ranching constitute the direct underlying causes of fires (Butler, 2012). Logging impacts this ecosystem, increasing the number of fires through agricultural activities and modifying the microclimatic conditions and plant composition that create a positive feedback with fire. However, further, other socioeconomically driven forces are associated with conflicts pertaining to land tenure and land-use allocation (Dennis et al., 2005). Therefore, the role of human beings in the matter is unquestionable. Based on the causes of fire, three pathways have been identified in the Brazilian Amazon that may decrease fire incidence: (a) restriction of human activities restriction, (b) reduction in slashing and burning of secondary forests, and (c) change in the land-use methods of agriculture from extensive (unmanaged) to intensive (managed) (Aragao & Shimabukuro, 2010).

The effects of shifting cultivation are extensively argued in the literature. For several years, policy makers consider it to be a system of low productivity with important environmental repercussions. The studies on this practice are focused mainly on soil nutrients and chemistry followed by plant ecology and agricultural production or management (Mukul & Herbohn, 2016). On the one hand, shifting cultivation is an agricultural practice associated with large-scale deforestation and degradation. However, a recent meta-analysis (Ribeiro Filho, Adams, Manfredini, Aguilar, & Neves, 2015) reinforces the fact that traditional shifting cultivation is



a sustainable practice wherein the main effects on soil consist of an increased pH level and a reduction in the N and C contents. Changes in fertility after shifting cultivation are moderate, since changes in cation exchange capacity, base cations, or exchangeable phosphorus are minor or not significant (Béliveau et al., 2014). Regardless, the effect of fire on soil depends on the attained temperatures that are influenced by microsite quality, plant coverage at the burning site or around it (Ray et al., 2010), and previously prevalent climatic conditions (Ghuman & Lal, 1989). However, the negative effects of shifting cultivation, such as soil erosion, are less severe than those of modern agriculture.

However, proper fire management during shifting cultivation can result in low-intensity burns (Nigh & Diemont, 2013). After land abandonment, the capacity of forest and soil regeneration depends on the number and frequency of cultivation cycles (Dutrieux, Jakovac, Latifah, & Kooistra, 2016). Under large resting periods, soil recovers better than under modern intensive agriculture. Therefore, agricultural management determines the main effects of fire on soils. Currently, socioeconomic drivers induce changes in agricultural management. Nevertheless, an increase in swidden-fallow cycles and a decrease in the fallow length could have counter-productive results for farmers, such as a decrease in the yield or an increase in weed cover (Jakovac et al., 2016).

We expected that the close relationship between management, land use, and fires would favor concomitant studies of soil, but we found only a weak relationship between these variables (Figure 5) and relatively few investigations focused on soils or the relationship between soil properties and fires (39/365 studies, soil/ use). Interestingly, studies which report that fires occur on several soil types, but spatial or temporal sampling series are rarely reported as well as the relation of soil temperatures during fires to soil properties. The main effect of fire on soil is a tremendous loss of nutrients stored in the aboveground biomass, particularly if fires are related to land-use change (Certini, 2005). In these studies, the release of nutrients is the most commonly addressed issue. However, the subsequent nutrient leaching and erosion are still undeveloped themes in the literature of tropical rainforests as well as the measurement of changes in physical soil properties. Aspects such as the formation of a water-repellent soil layer induced by high temperatures during burns are also subjects that are scantily included in the literature. In spite of the fact that there is some information about the changes in soil during agricultural burns, the documentation of the effects of fire on tropical rainforests soils is limited. It is important to seek strategies to maintain good agricultural production or to predict the successional route that will be taken after consecutive or recurrent fires, both in agricultural plots and in zones with different degrees of

conservation. This action is urgent because the expected effects of GCC and the associated increased forest fire occurrence on soil water infiltration, nutrient loss, erosion, floods, and landslides are real threats to food and human security.

In the last 25 years, Brazil, Indonesia, Mexico, Peru, and Venezuela have lost a significant portion of their forest cover and have increased their agricultural land area (World Bank, 2016). In most of these countries, people have migrated to the forest frontier in search of economic opportunities (Bryant, Nielsen, & Tangle, 1997). In Southeast Asia, Indonesia has the largest economy, although 28.6 million of its inhabitants live in poverty (World Bank, 2016); while in Latin America, Brazil achieved economic and social progress between 2003 and 2014, which has allowed it to bring down the number of population living in poverty. However, due to an economic recession, this trend has been slowed down. Brazil has demonstrated notable leadership in international negotiations on GCC, promising to reduce its greenhouse gas emissions in the future (World Bank, 2016).

### *Remote Sensing in Fire Studies*

In the case of the remote sensing studies included in this study, the principal interests were focused on the detection of forest fires, the calculation of burned areas, and the determination of changes in land use. Forest fire risk models usually consider multiple variables such as road proximity, distance to urban areas, geographic barriers, topography, and weather variables, among others (Little, Prior, Williamson, Williams, & Bowman, 2012; Monzón-Alvarado et al., 2012; Silvestrini, Soares-Filho, Nepstad, Coe, Rodrigues, & Assunção, 2011). However, the calculation of biomass was rarely directly included in fire studies, despite the fact that biomass is important in the creation of risk models in remote sensing studies. These calculations are also necessary in ecosystem level studies that aim to explain a huge part of the fire dynamics and improve fire management and prevention programs. In recent decades, global fires have been monitored by NASA's satellites and by FIRMS (Fire Information for Resources System, University of Maryland; Justice et al., 2013). These registers demonstrate the incidence of fires in diverse parts of the world. Based on identified hot-spots, some authors have discussed the main causes of fires in countries with rainforests, such as Malaysia (Page, Rieley, Hoschilo, Spessa, & Weber, 2013) and Brazil (Cochrane, 2013). However, this bibliometric study shows the urgent necessity to increase research on regional patterns of greater fire frequency and on the damage to tropical rainforests. Remote sensing systems are an excellent tool for the focal localization of fires. The landscape approach has been previously suggested by

Cochrane (2013), but remote sensing tools are underused as the few papers that employ them to study tropical rainforest fires demonstrate. Additionally, we ought to report fire occurrence with its intensity and the damage caused to tropical rainforests more closely. Papers that use remote sensing tools that were included in this study associate fires with human activities but do not mention their causes. Therefore, it is necessary to complement all of the information obtained from satellites with field work. Pivello (2011), interestingly, compares fire occurrence in Cerrado communities and surrounding tropical rainforests that differ in the moisture content of biomass and in their adaptations to fires.

## Implications for Conservation

We consider that this bibliometric review will help in decision-making, understanding the importance of approaches at different scales, and identifying the gaps in fire ecology research. This information will be useful in evaluating both the effects of climatic change and the true relevance of shifting cultivation and other anthropogenic activities on fire dynamics, its consequences, management, and prevention. Forest fires related to human activities represent a threat for the relicts of tropical forests around the world, even in protected areas. Despite this, almost half of the studies have been conducted in only two countries (Brazil and Indonesia). This fact reveals that there have not been enough studies to reflect the problem around the world. It is necessary to know with precision the number of fires occurring in tropical rainforests around the world and the extent of such events. Future studies ought to also reveal the causes of fires; this has been done in some studies, indicating that the conversion of land to agriculture or pasture is the dominant driver factor. However, the proximity to roads, the densities of rural roads or populations, or climatological causes such as long periods of dryness related to GCC have been scantily mentioned. Social and economic factors should be studied at all scales to reduce the increased frequency of fires that accompanies deforestation and contributes to the impoverishment of the soil, greenhouse gas emissions in the atmosphere, and consequent GCC affecting people quality life.

## Acknowledgments

S. M. Juárez Orozco acknowledges that this paper was a part of her doctoral thesis and thanks to the “Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.” The authors are grateful to the Geology Institute of the Universidad Nacional Autónoma de México for all of the facilities provided.

## Declaration of Conflicting Interests

The author(s) declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

## Funding

The author(s) disclosed receipt of the following financial support for the research, authorship, and/or publication of this article: This research was supported by the DGAPA-UNAM-PAPIIT grant no. IN221613-3, “Capacidad de sostén y resiliencia de unidades geocológicas manejadas como jardines forestales en las tierras bajas mayas.” The participation of S. Juárez-Orozco was supported by a CONACyT scholarship (Becario #210650).

## References

- Abeli, T., Jäkäläniemi, A., & Gentili, R. (2014). Living with extremes: The dark side of global climate change. *Plant Ecology*, *215*, 673–675.
- Alencar, A., Nepstad, D., & Diaz, M. C. V. (2006). Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: Area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, *10*(6): 1–17.
- An, X. Y., & Wu, Q. Q. (2011). Co-word analysis of the trends in stem cells field based on subject heading weighting. *Scientometrics*, *88*, 133–144.
- Aragao, L. E. O. C., & Shimabukuro, Y. E. (2010). The incidence of fire in Amazonian forests with Implications for REDD. *Science*, *328*, 1275–1278.
- Bad'ia, D., & Martí, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, *17*, 23–41.
- Barni, P. E., Pereira, V. B., Manzi, A. O., & Barbosa, R. I. (2015). Deforestation and forest fires in Roraima and their relationship with phytoclimatic regions in the Northern Brazilian Amazon. *Environmental Management*, *55*, 1124–1138.
- Béliveau, A., Davidson, R., Lucotte, M., Do Canto Lopes, L. O., Paquet, S., & Vasseur, C. (2014). Early effects of slash-and-burn cultivation on soil physicochemical properties of small-scale farms in the Tapajó's region, Brazilian Amazon. *The Journal of Agricultural Science*, *153*, 205–221.
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., ... Whittaker, R. (2011). The human dimension of fire regimes on earth. *Journal of Biogeography*, *38*, 2223–2236.
- Broadus, R. N. (1987). Early approaches to bibliometrics. *Journal of the American Society for Information Science*, *38*, 127–129. doi:10.1002/(SICI)1097-4571(198703)38:2<127::AID-ASI6>3.0.CO;2-K.
- Bryant, D., Nielsen, D., & Tangle, L. (1997). *The last frontier forests: Ecosystems and economies on the edge*. World Resources Institute. Washington, DC: World Resources Institute.
- Bucini, G., & Lambin, E. F. (2002). Fire impacts on vegetation in Central Africa: A remote-sensing-based statistical analysis. *Applied Geography*, *22*, 27–48.
- Butler, R. (2012). *Fires in the rainforest*. Retrieved from <http://rainforests.mongabay.com/0809.htm>.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, *143*, 1–10.
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Murphy, B. P., Russell-Smith, J., Nano, C. E. M., Bradstock, R., ... Gunton, R. M. (2015). A synthesis of postfire recovery traits of woody plants in Australian ecosystems. *Science of the Total Environment*, *534*, 31–42.

- Cochrane, M. A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, *15*, 1515–1521.
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforest. *Nature*, *42*, 913–919.
- Cochrane, M. A. (2013). Current fire regimes, impacts and likely changes-V: Tropical South America. In: J. G. Goldammer (ed.) *Vegetation fires and global change: Challenges for concerted international action. A white paper directed to the United Nations and international organizations* (pp. 101–114). Remagen-Oberwinter, Germany: Kessel house.
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, *18*, 311–325.
- Cochrane, M. A., & Schulze, M. D. (1999). Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: Effects on forest Structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, *31*, 2–16.
- Dennis, R. A., Mayer, J., Applegate, G., Chokkalingam, U., Colfer, C. J. P., Kurniawan, I., ... Tomich, T. P. (2005). Fire, people and pixels: Linking social science and remote sensing to understand underlying causes and impacts of fires in Indonesia. *Human Ecology*, *33*, 465–504.
- Dutrieux, L. P., Jakovac, C. C., Latifah, S. H., & Kooistra, L. (2016). Reconstructing land use history from Landsat time-series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *47*, 112–124.
- Ernst, C., Mayaux, P., Verhegghen, A., Bodart, C., Christophe, M., & Defourny, P. (2013). National forest cover change in Congo Basin: Deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. *Global Change Biology*, *19*, 1173–1187.
- Fanin, T., & Van Der Werf, G. R. (2015). Relationships between burned area, forest cover loss, and land cover change in the Brazilian Amazon based on satellite data. *Biogeosciences*, *12*, 6033–6043.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1998). *Guidelines for the management of tropical forests I. The production of wood (FAO forestry paper 135)*. Rome, Italy. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/w8212e/w8212e00.htm#Contents>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012a) *State of the world forests*. Rome, Italy: FAO. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/016/i3010e/i3010e00.htm>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012b) *Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 Update*. Rome, Italy. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/017/ap861e/ap861e00.pdf>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2014) *World Reference Base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update 2015*. Rome, Italy: FAO. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i3794e.pdf>.
- Fearnside, P. M. (1997). Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation*, *24*, 271–282.
- Ganteaume, A., Camia, A., Jappiot, M., San-Miguel-Ayanz, J., Long-Fournel, M., & Lampin, C. (2013). A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. *Environmental Management*, *51*, 651–662.
- Ghuman, B. S., & Lal, R. (1989). Soil temperature effects of biomass burning in windrows after clearing a tropical rainforest. *Field Crops Research*, *22*, 1–10.
- Global Forest Watch. (2016). *Congo Basin forest fires of unprecedented extent detected by University of Maryland Global Land Analysis and Discovery team alerts*. Retrieved from <http://blog.globalforestwatch.org/fires/map-of-the-week-congo-basin-forest-fires-of-unprecedented-extent-detected-by-umd-glad-alerts.html>.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... Towshend, J. R. (2013). High-resolution Global Maps of 21st-century forest cover change. *Science*, *342*, 850–853.
- Hull, D., Pettifer, S. R., & Kell, D. B. (2008). Defrosting the digital library: Bibliographic tools for the next generation web. *PLoS Computational Biology*, *4*(10): e1000204 doi:10.1371/journal.pcbi.1000204.
- International Sustainability Unit (2015) *Tropical forests. A review*. London, England: Page Bros Ltd.
- Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., Bongers, F., & Kuyper, T. W. (2016). Swiddens under transition: Consequences of agricultural intensification in the Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *218*, 116–125.
- Justice, C., Csizsar, I., Boschetti, L., Korontzi, S., Schroeder, W., Giglio, L., ... Roy, D. (2013). Satellite monitoring and inventory of global vegetation fire. In: J. Goldammer (ed.) *Vegetation fires and global change: Challenges for concerted international action. A white paper directed to the United Nations and international organizations* (pp. 261–276). Remagen-Oberwinter, Germany: Kessel house.
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, *352*, 9–20.
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, *85*, 91–118.
- Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J. A., Sloan, S. P., ... Zamzani, F. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, *489*, 290–294.
- Lewis, S. L., Edwards, D. P., & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, *349*, 827–832.
- Little, J. K., Prior, L. D., Williamson, G. J., Williams, S. E., & Bowman, D. M. J. S. (2012). Fire weather risk differs across rain forest-savanna boundaries in the humid tropics of north-eastern Australia. *Austral Ecology*, *37*, 915–925.
- Margono, B. A., Potapov, P. V, Turubanova, S., Stolle, F., & Hansen, M. C. (2014). Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. *Nature Climate Change*, *4*, 1–6.
- Margono, B. A., Turubanova, S., Zhuravleva, I., Potapov, P., Tyukavina, A., Baccini, A., ... Matthew, H. C. (2012). Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. *Environmental Research Letters*, *7*(3): 34010.

- Mayaux, P., Achard, F., & Malingreau, J. P. (1998). Global tropical forest area measurements derived from coarse resolution satellite imagery: A comparison with other approaches. *Environmental Conservation*, 25, 37–52.
- Mayaux, P., Pekel, J. F., Descl e, B., Donnay, F., Lupi, A., Achard, F., ... Belward, A. (2013). State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 368(1625): 20120300.
- Monzón-Alvarado, C., Cortina-Villar, S., Schmook, B., Flamenco-Sandoval, A., Christman, Z., & Arriola, L. (2012). Land-use decision-making after large-scale forest fires: Analyzing fires as a driver of deforestation in Laguna del Tigre National Park, Guatemala. *Applied Geography*, 35(1–2): 43–52.
- Mukul, S. A., & Herbohn, J. (2016). The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. *Environmental Science and Policy*, 55, 167–177.
- Nigh, R., & Diemont, S. A. (2013). The Maya milpa: Fire and the legacy of living soil. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1): e45–e54.
- National Oceanic and Atmospheric Administration and National Weather Service. (2016). *Historical El Nino/ La Nina episodes (1950–present)*. Retrieved from [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml).
- Omeja, P. A., Lwanga, J. S., Obua, J., & Chapman, C. A. (2011). Fire control as a simple means of promoting tropical forest restoration. *Tropical Conservation Science*, 4, 287–299.
- Page, S., Rieley, J., Hoschilo, A., Spessa, A., & Weber, U. (2013). Current fire regimes, impacts and the likely changes-IV: Tropical Southeast Asia. In: J. G. Goldammer (ed.) *Vegetation fires and global change: Challenges for concerted international action. A white paper directed to the United Nations and international organizations* (pp. 89–99). Remagen-Oberwinter, Germany: Kessel house.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, 7(1): 24–39.
- Randrianarison, A., Schlaepfer, R., Mills, R., Hervé, D., Razanaka, S., Rakotoarimanana, V., ... Buttler, A. (2015). Linking historical land use to present vegetation and soil characteristics under slash-and-burn cultivation in Madagascar. *Applied Vegetation Science*, 19, 40–52.
- Ray, D., Nepstad, D., & Brando, P. (2010). Predicting moisture dynamics of fine understory fuels in a moist tropical rainforest system: Results of a pilot study undertaken to identify proxy variables useful for rating fire danger. *New Phytologist*, 187, 720–732.
- Ray, D., Nepstad, D., & Moutinho, P. (2005). Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications*, 15, 1664–1678.
- Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., Manfredini, S., Aguilar, R., & Neves, W. A. (2015). Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics: A meta-analysis. *Soil Use and Management*, 31, 474–482.
- Ribeiro Filho, A. A., Adams, C., & Murrieta, R. S. S. (2013). The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: A review. *Boletim do Museu Paraense Em  lio Goeldi. Ciências Humanas*, 8(3): 693–727.
- Richards, T. W. (1996). *The tropical rain forest an ecological study*. New York, NY: Cambridge University Press.
- Rodríguez-Trejo, D. A., Ramírez-Maldonado, H., Tchikou , H., & Santillan-Pérez, J. (2008). Factores que inciden en la siniestralidad de los incendios forestales [Factors affecting the incidence rate of forest fires]. *Ciencia Forestal en México*, 33(104): 37–58.
- Schmaltz, J. (2004). *MODIS rapid response team, NASA/GSFC. Fires in Central Africa*. Retrieved from <https://visibleearth.nasa.gov/view.php?id=69947>.
- Scimago Lab. (2016). *Scimago Journal and Country Rank*. Retrieved from <http://www.scimagojr.com/countryrank.php>.
- Seiler, C., Hutjes, R. W. A., Kruijt, B., & Hickler, T. (2015). The sensitivity of wet and dry tropical forests to climate change in Bolivia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120, 399–413.
- Silvestrini, R. A., Soares-Filho, B. S., Nepstad, D., Coe, M., Rodrigues, H., & Assun o, R. (2011). Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecological Applications*, 21, 1573–1590.
- Simons, H., Singh, K. D., Zhu, Z., & Davis, R. (1999). *A concept and strategy for Ecological Zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000* (no. Interim Report. FRA Working Paper 20.). Rome, Italy.
- Song, Y., & Zhao, T. (2013). A bibliometric analysis of global forest ecology research during 2002–2011. *SpringerPlus*, 2, 204.
- Stork, H., & Astrin, J. J. (2014). Trends in biodiversity research—A bibliometric assessment. *Open Journal of Ecology*, 4, 354–370.
- Tanev, H. (2014). Learning textologies: Networks of linked word clusters. In: C. Biemann, & A. Mehler (Eds.). *Text Mining: From ontology learning to automated text processing applications* (Vol 34, (pp. 25–40). Ispra, Italy: Springer International Publishing.
- Thanuskodi, S., & Venkatalakshmi, V. (2010). The growth and development of research on ecology in India: A Bibliometric study. *Library Philosophy and Practice (e-journal)*, 359, 1–10.
- The Nature Conservancy. (2009). *inc\_terr\_ecoregions*. Retrieved from [http://maps.tnc.org/gis\\_data.html](http://maps.tnc.org/gis_data.html).
- Turner, I. M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *The Journal of Applied Ecology*, 33, 200–209.
- University of Maryland Global Land Analysis and Discovery Team. (2016). *New landsat-based forest change alerts for CARPE detect large forest fires in Republic of Congo*. Retrieved from [http://carpe.umd.edu/Documents/News\\_Items/CARPE\\_news\\_Landsat\\_alerts.pdf](http://carpe.umd.edu/Documents/News_Items/CARPE_news_Landsat_alerts.pdf).
- van Vliet, N., Mertz, O., Heinimann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., ... Ziegler, A. D. (2012). Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change*, 22, 418–429.
- World Bank. (2016). *World development indicators*. Retrieved from <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD>.
- World Wildlife Fund. (2015). *What is an ecoregion? Ecoregions defined*. Retrieved from [http://wwf.panda.org/about\\_our\\_earth/ecoregions/about/what\\_is\\_an\\_ecoregion/](http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/about/what_is_an_ecoregion/).
- World Wildlife Fund. (2016a). *The heart of Borneo: Asia’s last great rainforest*. Retrieved from [http://www.wwf.org.au/our\\_](http://www.wwf.org.au/our_)

- work/saving\_the\_natural\_world/forests/forests\_work/heart\_of\_borneo/.
- World Wildlife Fund. (2016b). *Threats to Borneo forests*. Retrieved from [http://wwf.panda.org/what\\_we\\_do/where\\_we\\_work/borneo\\_forests/borneo\\_deforestation/](http://wwf.panda.org/what_we_do/where_we_work/borneo_forests/borneo_deforestation/).
- Xaud, H. A. M., Martins, F., & Dos Santos, J. R. (2013). Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 294, 97–106. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.036.
- Young, R. F., & Wolf, S. A. (2006). Goal attainment in urban ecology research: A bibliometric review 1975–2004. *Urban Ecosystems*, 9, 179–193.
- Zhang, D., & Pearce, P. H. (2011). *Forest Economics*. Toronto, Canada: UBC Press.

## Capítulo II

### Análisis espacio-temporal de puntos de calor en el sureste de México

#### Introducción

Los incendios forestales son eventos naturales o inducidos que se pueden presentar en cualquier tipo de bioma terrestre y cuya afectación sobre la biota dependerá de la intensidad, frecuencia, extensión, tipo y adaptaciones de las plantas y animales para evitar o sobrevivir al fuego (Fidelis, 2020). Los efectos de la combustión de la vegetación natural o inducida son diversos, sobre todo en incendios de alta severidad, que pueden salirse de control y que frecuentemente están asociados con la actividad humana. Algunos de estos efectos son la emisión de contaminantes (Bowman *et al.*, 2009; Carvalho *et al.*, 1995), incremento de la erosión del suelo (Certini, 2005), pérdida de la diversidad biológica, cambios en la estructura de la vegetación (Barlow *et al.*, 2016), entre otros.

Un estudio publicado por la revista Science reveló que a nivel global entre 1998 y 2015 han disminuido cerca de un 25% las áreas quemadas en sabanas tropicales de Sudamérica y África, así como en pastizales de la estepa asiática (Andela *et al.*, 2017). No obstante, esto es variable dependiendo de la región del mundo en la que nos encontremos, por ejemplo, en el Cerrado en Brasil se ha visto un incremento del área quemada en este ecosistema en los últimos años. Además, es importante reconocer que se suele ignorar el efecto de los incendios en las sabanas debido a que poseen un régimen de incendios naturales y a que las quemadas repetidas en estos ecosistemas afectan también la dinámica de nutrientes del suelo (McLauchlan *et al.*, 2020; Overbeck *et al.*, 2015). Por otro lado, en áreas con alta densidad forestal se ha observado una tendencia de incremento en el área quemada durante este periodo (Andela *et al.*, 2017). En los trópicos húmedos, los altos niveles de precipitación explicarían por qué áreas con alta productividad primaria como las selvas se caracterizan por tener un régimen de incendios de baja frecuencia (Bowman *et al.*, 2011; Cochrane, 2001). No obstante, como consecuencia de la fragmentación en sinergia con el cambio climático y actividades de cambio de uso de suelo a partir del siglo XX, los incendios en este bioma han aumentado considerablemente (Cochrane, 2003; Cochrane, 2001; Krawchuk *et al.*, 2009). Se ha observado que el incremento en el área quemada en los bosques tropicales está correlacionado con la actividad humana, especialmente la densidad poblacional y la agricultura que propician los incendios en el bosque tropical perennifolio fragmenten a la vegetación, modificando su estructura y alterando el microclima (Cochrane y Laurance, 2002; van der Werf *et al.*, 2017). Un

claro efecto de este fenómeno ocurre en el bosque amazónico, el cual ha sufrido incendios como resultado de quemadas descontroladas provocadas e ilegales de áreas agrícolas y de pastizales (Condé *et al.*, 2019). Dicha problemática ha continuado y más recientemente en los incendios de 2019 la cobertura del bosque amazónico del estado de Maranhão, Brasil se redujo de 25 a 24% a causa de los incendios forestales (Silva Junior *et al.*, 2020). De hecho, durante el gobierno de Jair Bolsonaro, las quemadas en la Amazonia se incrementaron hasta 4,805 km<sup>2</sup>, el 75% de esta área había sido deforestada previamente (Jakimow *et al.*, 2023). Lamentablemente, este fenómeno se ha reportado en numerosos países con bosques tropicales húmedos alrededor del mundo (Juárez-Orozco *et al.*, 2017). Esto sucede debido a que el fuego ha sido una herramienta para la deforestación en la cual se elimina la vegetación natural y se abren espacios para la agricultura y la ganadería o para la extracción de madera, la construcción de carreteras y la ampliación de áreas urbanas (Krawchuk *et al.*, 2009).

En el caso de las selvas estacionalmente secas, que son importantes por su gran diversidad y endemismos, y que incluyen al 60% de las plantas vasculares de México y 30% de los vertebrados, está limitada a este tipo de vegetación (Ceballos y García, 1995). A pesar de ello, este ecosistema es considerado como uno de los más amenazados del país, siendo los incendios uno de los factores que lo afectan (Maas *et al.*, 2010). Sin embargo, el papel del fuego en las selvas secas no es muy claro. Actualmente se conoce que muchas de las especies de las selvas secas poseen adaptaciones para sobrevivir al fuego. En Bolivia Pinard *et al.* (1997) encontraron que el grosor de la corteza de una baja proporción de especies de árboles de este tipo de vegetación les permite sobrevivir al fuego, mientras que Rodríguez-Trejo *et al.* (2019) encontró que después de un incendio de baja intensidad en una selva seca en Chiapas 73.7% de las especies estudiadas poseían adaptaciones al fuego como cortezas gruesas, latencia física en semillas o pireno en el fruto, regeneración y rebrote. Asimismo, Otterstorm y Schwatz (2006), determinaron que las especies de una selva seca nicaragüense son tolerantes al fuego después de que la mayor parte de las especies más dominantes presentaran una alta supervivencia o estrategias de rebrote y reclutamiento.

En México las actividades agropecuarias son la principal causa de los incendios forestales (Comisión Nacional Forestal, 2010). La ocurrencia de incendios en nuestro país se presenta durante la temporada más seca del año (enero - junio), incluso en regiones húmedas (CENAPRED, 2019). Al igual que en la Amazonia, los incendios forestales están asociados con el cambio de uso de suelo de forestal a agrícola-ganadero, sin embargo, es necesario investigar sus efectos para determinar sus alcances. Roman-Cuesta *et al.* (2004) encontraron que en Chiapas los incendios forestales se incrementan durante los años del fenómeno El Niño, incluso

en áreas que presentan regímenes de lluvias todo el año. Asimismo, se encontró que entre 1998 y 2003, en la reserva El Ocote, Chiapas, que presenta una vegetación de bosque tropical perennifolio, el fuego fue un disturbio que afectó la riqueza y dominancia de árboles nativos (Maldonado-Méndez *et al.*, 2009). Además, en otro estudio a nivel nacional Pompa-García *et al.* (2018) relacionaron las áreas con alta densidad de incendios forestales en México con el índice estandarizado de precipitación y evaporación, encontrando que en Chiapas las condiciones climáticas de sequías combinadas con altas temperaturas incrementan el riesgo de incendios.

Actualmente la tecnología nos permite identificar los incendios de manera remota. El producto MOD14 que genera el espectroradiómetro MODIS registra los puntos calientes de la superficie terrestre. La detección de estos puntos depende de la intensidad del incendio y las características del entorno. El algoritmo utiliza los canales 21 y 22 los cuales cubren una porción del infrarrojo medio y se saturan a la máxima temperatura de brillo de 500°K y 331° K, respectivamente. El canal 22 es el canal principal, ya que cuantifica con menor error los incendios. En caso de que exista una pérdida de información se utilizan los datos generados por el canal 21, remplazando la información del canal 22. También se utiliza el canal 31, el cual registra una porción del infrarrojo térmico y se satura a 400°K (máxima temperatura de brillo). La diferencia entre el infrarrojo medio y el infrarrojo térmico captada por estos canales permite la identificación de los puntos de calor. Además, de estos canales, el canal 32 se utiliza para enmascarar las nubes (Cruz-López *et al.*, 2011; Giglio *et al.*, 2003). Durante el procesamiento de la información existen varios pasos o filtros que sirven para aumentar la confiabilidad en la detección de puntos de calor. Dichos pasos han sido modificados desde su creación para mejorar la exactitud de los resultados. En la actualidad existen siete versiones (colecciones) las cuales se denominan numéricamente y surgieron de la siguiente manera: 001 en el año 2000, 003 en el año 2001, 004 en el año 2002, 005 en el año 2005, 051 en el año 2008, 006 en el año 2014 y 061 en el año 2017 (NASA, 2021).

Los puntos de calor han sido un producto exitoso para identificar las áreas de riesgo de incendio en casos como en el estudio de Zhang *et al.* (2017) quienes interpolaron los puntos MODIS de 14 años utilizando el algoritmo de Kernel (Kernel Density Information) para evaluar los incendios de un pastizal en Mongolia. Otro ejemplo exitoso de su uso es el caso de Ribeiro *et al.* (2017) quienes caracterizaron la distribución espacial y temporal de incendios en Mozambique. Los puntos calientes se distribuyen diferencialmente en este país debido a la interacción de distintos factores como uso de suelo, tipo de vegetación, fragmentación y clima. El uso de este recurso es conveniente porque puede detectar cualquier punto caliente como incendios en zonas remotas, se obtiene información de incendios y quemas diarias, además de



que su descarga es sencilla y gratuita.

El objetivo de este trabajo es analizar la distribución espacial de los puntos de calor en el sureste de México (Chiapas, Tabasco, Campeche, Quintana Roo y Yucatán) en un periodo de 21 años. Los estados del sur y sureste de México poseen un clima cálido húmedo y comparten una riqueza cultural e histórica (Toledo *et al.*, 1995). El INAH (Instituto Nacional de Antropología e Historia) clasifica a los estados incluidos en este estudio como el área maya por la distribución que tuvo esta cultura en esta área del país. Asimismo, la región abarca una gran extensión del reino zoogeográfico tropical y se caracteriza por su alta diversidad biológica (Reid, 1997). Es por ello que algunos estudios como el de Díaz *et al.*, (2010) estudian los procesos de cambio de uso de suelo y deforestación este territorio.

Esta zona es reconocida como el área maya. A partir de este análisis esperamos identificar si existe un patrón de agrupación y examinar su distribución en diferentes tipos de vegetación, en particular para las selvas húmedas. Debido, a que la CONAFOR reporta que el mayor número de incendios en México se da por quemas agropecuarias, se espera que las áreas con vegetación que presentarán mayor agrupación de puntos calientes se encontrarán en zonas que colinden con áreas con uso de suelo agropecuario, cercanas a vías de acceso y fragmentadas. Por ello, esperamos que los tipos de vegetación con mayor número de puntos de calor serán bosques secundarios y selvas secas debido su fenología en la temporada seca del año y los que presentarán menor número de incendios serán las selvas húmedas.

## **Método**

### *Área de estudio*

El área de estudio es el Sureste de México el cual comprende los estados de Campeche, Chiapas, Quintana Roo, Tabasco y Yucatán ubicados entre las coordenadas extremas 21° 36' 19" N, 14° 32' 09" S y 94°07'46" O y 86°43' 37" S y cubren una superficie de 275 074 km<sup>2</sup>. De acuerdo con INEGI los tipos de vegetación presentes en estos estados son selvas húmedas (bosque tropical perennifolio y bosque tropical subperennifolio), selvas secas (bosque tropical caducifolio y subcaducifolio), bosques templados (bosques de coníferas, bosques de pino, bosques de abeto u oyamel, bosques de cedro, bosques de encino y bosques mixtos de pino y encino), bosques de niebla (bosque mesófilo de montaña), vegetación acuática y subacuática y pastizal (sabana o pradera). Dicha clasificación es una adaptación del trabajo de Miranda y Hernández-X. (1963) y Rzedowski (1978, 2005), la cual se basa en los géneros dominantes para los bosques templados (bosque tropical montano) y en altura de la vegetación y la fenología de los árboles para las selvas tropicales. Estas últimas se clasifican en altas cuando el dosel de los árboles

alcanza 30 m o más, medianas si los árboles miden entre 15 a 30 m o bajas si miden menos de 15 m. Asimismo, se clasifican en perennifolias, subperennifolias, subcaducifolias y caducifolias dependiendo del porcentaje de árboles que pierden sus hojas. A continuación, se presenta una caracterización sinóptica de los tipos de vegetación más importantes en la región basada en la cartografía de uso del suelo y vegetación (INEGI, 2013).

*Bosques templados* (abarcen 32,000 km<sup>2</sup> de la región y se distribuyen entre los 2,000- 3,400 m s. n. m.). Los géneros de árboles dominantes son pino y/o encinos (*Pinus/Quercus*) que crecen en zonas montañosas con clima templado a frío. Son ecosistemas ricos en especies ya que poseen aproximadamente 7000 especies de plantas. En la región de estudio se distribuyen en el sur del estado de Chiapas. Este tipo de bosques se ven ampliamente afectados por la tala, el cambio de uso de suelo a áreas agrícolas y ganaderas e incendios forestales. Los bosques en los que predominan las coníferas se consideran bosques dependientes del fuego. Según Jardel *et al.* 2014, el bosque de oyamel de los ecosistemas forestales del occidente de México se caracteriza por presentar incendios de copa, infrecuentes y de severidad alta, mientras que en el pinar de alta montaña los incendios se caracterizan por ser incendios superficiales y frecuentes, pero de baja severidad. Por otro lado, en el mismo trabajo se describe que los bosques de encino, encino-pino y pino-encino presentan incendios superficiales de ligeros a intensos o frecuentes de baja intensidad.

*Bosques de niebla* (abarcen 2,300 km<sup>2</sup> de la región y se distribuyen entre los 600- 3,100 m s. n. m.). Como su nombre lo menciona crecen en áreas con alta humedad atmosférica y presencia de neblinas y lluvias frecuentes. Se localizan en el estado de Chiapas y se encuentran amenazados principalmente por la tala clandestina, los incendios y los desmontes para cambio de uso de suelo hacia zonas agrícolas y ganaderas, así como zonas urbanas.

*Selvas secas* (abarcen 5,900 km<sup>2</sup> de la región y se distribuyen entre los 0- 1,500 m s. n. m.). Se desarrollan en climas donde la precipitación disminuye drásticamente una temporada del año. Se distribuyen en Campeche, Chiapas y Quintana Roo. La deforestación para la transformación de tierras a campos agrícolas y pastizales ha sido uno de los procesos que más ha afectado a este tipo de vegetación. El régimen potencial de incendios para el occidente de México es de fuegos superficiales, ligeros, ocasionales y de baja intensidad (Jardel *et al.*, 2014).

*Selvas húmedas* (abarcen 2,100 km<sup>2</sup> de la región y se distribuyen entre los 0- 1,200 m s. n. m.). Dentro de la región de estudio se encuentran distribuidas en el estado de Tabasco, al sur de la

península de Yucatán y en la Sierra Madre de Chiapas. Una parte importante de la selva húmeda del sureste de México ha sido transformada a campos agrícolas o ganaderos (Barbier y Burgess, 1996; Grande *et al.*, 2010). El caso de Tabasco es el más dramático ya que 76.4% de su superficie está cubierta por pastizales para el ganado (Grande *et al.*, 2010). Según la CONAFOR (2020) actualmente la tasa de deforestación anual es de hasta 110,000 ha en las selvas cálido-húmedas, siendo la ecorregión más afectada. Además, se prevé que junto con el cambio climático provoquen una ampliación de ecosistemas secos sobre los húmedos. Por estas razones, se estima que sólo persiste el 17% de la cobertura original de este ecosistema. Los estados con mayores afectaciones son Tabasco, Chiapas y Yucatán. Por otro lado, los huracanes, comunes en la región provocan que se acumule el bio-combustible lo cual incrementa la vulnerabilidad de estos bosques a incendios forestales (Rodríguez-Trejo *et al.*, 2011). Estos bosques son considerados como ecosistemas sensibles al fuego puesto que sus especies no han evolucionado junto al fuego.

*Pastizales* (abarcan 4,200 km<sup>2</sup> de la región y se distribuyen entre los 1,100- 2,500 m s. n. m.). Son ecosistemas en donde predominan las gramíneas en el estrato herbáceo. Se distribuyen en Campeche y Tabasco. Aunado a que cubren poca superficie a nivel nacional son uno de los ecosistemas más amenazados por la ganadería en América del Norte. Cabe resaltar que parte del manejo ganadero, incluye quemas frecuentes.

## **Materiales**

*Puntos de calor.* Para llevar a cabo este trabajo se utilizaron los productos MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) MOD14A1 y MYD14A1 de la colección 6.1. El producto MOD14, se conforma por compuestos cuadrículados de píxeles de 1 km<sup>2</sup> e identifica anomalías térmicas que sirven para la detección de incendios forestales u otros puntos de calor como volcanes activos. Estos datos pueden ser consultados y descargados desde el portal de internet de la NASA (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>). El uso de este producto permite tener datos puntuales sobre la localización, fecha y hora de los incendios y el porcentaje de confianza de éstos. Éste último se determina del 0 a 100% y se reclasifica en las siguientes clases: 1) Baja confianza, 2) Confianza nominal y 3) Confianza alta. La frecuencia de los incendios forestales en el sureste de México se determinó a partir de puntos de calor desde el 2001 hasta el 2021.

*Mapa de vegetación.* Se utilizó el mapa de uso de suelo y vegetación de INEGI serie V escala 1:250 000 con la proyección Cónica Conforme de Lambert y el datum ITRF 1992.

### *Análisis espacio-temporal*

La variación espacial y temporal de los incendios del sureste de México se analizó utilizando

una rejilla con cuadros de 5 km<sup>2</sup> en los que se identificaron las áreas con mayor frecuencia de puntos de calor durante los años de 2001 a 2021. Posteriormente, se identificó el inicio de la temporada de incendios y se registró la variación temporal en su frecuencia. Asimismo, se aplicó también un análisis de autocorrelación espacial con el índice de Moran, cuya fórmula es:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} z_i z_j}{S_0 \sum_{i=1}^n z_i^2} \quad (1)$$

En donde  $I$  es el índice de Moran,  $z_i$  es la desviación de un atributo para la característica  $i$  de su media ( $x_{i-\bar{x}}$ ),  $w_{i,j}$  es el peso espacial entre la característica  $i$  y  $j$ ,  $n$  es igual al número total de características y  $S_0$  es el agregado de todos los pesos espaciales:

$$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} \quad (2)$$

La puntuación de  $z_i$  para el estadístico se calcula:

$$z_i = \frac{I - E[I]}{\sqrt{V[I]}} \quad (3)$$

Donde:

$$E[I] = -1/(n - 1) \quad (4)$$

$$V[I] = E[I^2] - E[I]^2 \quad (5)$$

El índice global de Moran analiza la autocorrelación espacial evaluando si los valores de una variable están agrupados, dispersos o aleatorios. Su hipótesis nula es que el atributo se distribuye al azar en la región de estudio (Mitchell, 2005b). El cálculo del índice se lleva a cabo comparando cada entidad o situación local con su entorno o situación global. Examina los valores de cada unidad de análisis con la media global, sin embargo, no considera el valor de la unidad central para su cálculo (Siabato y Guzmán-Manrique, 2019). Cuando el valor de  $I$  es menor a cero la autocorrelación espacial es negativa o con un patrón ajedrezado, mientras que un valor mayor a cero indica un patrón de agrupamiento o cluster, es decir que la unidad de análisis y las unidades vecinas presentan atributos similares. Por otro lado, si  $I$  es igual a cero, significa que el fenómeno se distribuye aleatoriamente. Sin embargo, se recomienda asumir que existe aleatoriedad si el valor de  $I$  tiene valores entre -0.35 y 0.35. Al ser un índice global su uso es efectivo cuando los procesos espaciales son consistentes.

Sobre la misma colección de datos se utilizó también la prueba geoestadística Getis Ord, la cual brinda información sobre asociaciones espaciales que no son evidentes con otro tipo de estadísticos (Ord y Getis, 1995). La ecuación para calcular el estadístico de Getis Ord es:

$$G_i = \frac{\sum_{j=1}^n w_{i,j} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^n w_{i,j}}{S \sqrt{\frac{n \sum_{j=1}^n w_{i,j}^2 - (\sum_{j=1}^n w_{i,j})^2}{n-1}}} \quad (6)$$

Donde  $G_i$  es el índice de Getis Ord,  $x_j$  es el valor atributo para la característica  $j$ ,  $w_{i,j}$  es el peso espacial entre la característica  $i$  y  $j$ ,  $n$  es el número total de características y

$$\bar{X} = \frac{\sum_{j=1}^n x_j}{n} \quad (7)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n x_j^2}{n} - (\bar{X})^2} \quad (8)$$

El análisis Getis-Ord se utiliza para identificar agrupaciones de valores altos o bajos en la frecuencia de una variable (en este caso puntos de calor) de un área determinada. Como resultado del análisis se obtienen valores  $z$  y  $p$  que indican la significancia estadística de agrupaciones frías (bajas densidades) o calientes (altas densidades). Para llegar a esta conclusión esta prueba considera el contexto de las celdas vecinas, es decir, para que el centro de una agrupación sea significativo deberá estar rodeada por celdas con características similares, en este caso con altas densidades de puntos de calor o bajas densidades. La suma local de la celda central y las celdas de la circunferencia se comparan con la suma esperada y si éstas difieren se obtienen puntuaciones  $z$  estadísticamente significativas. El valor de  $z$  representa desviaciones estándar mientras que el valor de  $p$  arroja el valor de la probabilidad de que el patrón espacial sea resultado de algún proceso aleatorio (Mitchell, 2005a) (Fig. 1). El análisis de Getis Ord de este estudio se llevó a cabo únicamente con los puntos de calor que presentaron más del 70% de confiabilidad.

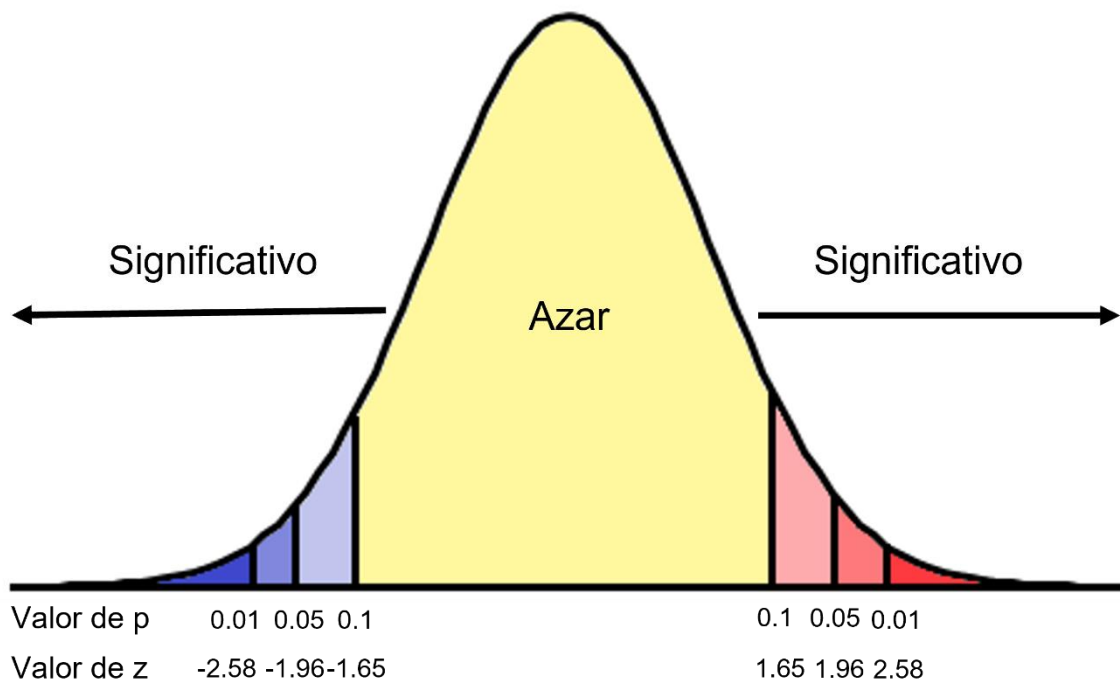


Figura 1. Regiones de rechazo y no rechazo para z (adaptado de ESRI, 2020).

Tanto el análisis de Getis Ord como el Índice de Moran se llevaron a cabo en el programa R v. 3.61 (R core team, 2021) utilizando la siguiente paquetería: tmap, spdep, sp, rgdal, rgeos, classInt, GISTools y ClassInt. La edición de los resultados geoestadísticos obtenidos en R se llevó a cabo en el programa Arc GIS v. 10.1.

Para evaluar, la evolución de los puntos de calor en el tiempo se generó un mapa en el que se graficó el número de años en los que se detectaron puntos de calor en cada celda. Para complementar dicho análisis también se calculó la media, valor mínimo, máximo y desviación estándar del valor de z para los 21 años, lo cual nos permitió evaluar cuales son las áreas dónde frecuentemente se mantenían valores de z altos o bajos y si estos permanecieron con valores similares durante este periodo de tiempo (desviación estándar igual o cercana a cero) o tuvieron cambios importantes dentro de este periodo. Los cuadros que con mayor número de puntos de calor se consideraron como zonas propensas a incendios, mientras que los pixeles que nunca son puntos de calor se consideraron como zonas libres de incendios.

La agrupación de puntos calientes en diferentes tipos de vegetación se analizó sobreponiendo los puntos de calor con el mapa de uso de suelo y vegetación. Con esta operación se puede apreciar la densidad de puntos por tipo de cobertura. Adicionalmente, para eliminar puntos de

calor falsos se utilizó una capa de puntos de calor estables generada por la CONABIO. Un ejemplo de punto estable, son los mecheros que queman gas natural para eliminar el gas residual y se encuentran prendidos constantemente a lo largo del año. Por ello, en estos sitios las imágenes MODIS aparecen como puntos de calor permanentes durante todo el año. Por ejemplo, en el área de estudio se identificaron las instalaciones petroleras del Centro de Proceso y Transporte de Gas y Condensados Atasta (cerca de la laguna de Términos en Campeche), así como el Complejo Procesador Cactus y el Complejo Procesador de Gas Nuevo Pemex (entre Chiapas y Tabasco). Estas áreas son falsas detecciones y no reflejan los incendios o quemas agropecuarias.

Finalmente, para descartar que las nubes enmascaran los puntos de calor se realizó un análisis exploratorio con imágenes MODIS (MOD35) que sintetizan la frecuencia mensual de nubes en 15 años (2000- 2014) con una resolución espacial de  $\sim 1 \text{ km}^2$  (Wilson y Jetz, 2016). Las imágenes fueron descargadas del sitio web <https://www.earthenv.org/cloud>.

## Resultados

Los meses con mayor recurrencia de puntos de calor fueron abril y mayo para el periodo 2001-2021 (Figs. 1 y 2). Los años con mayor número de incendios fueron el 2003, 2013, 2011 y 2005 (con 19,431, 14,909, 14,727 y 14,540 puntos de calor, respectivamente). El total de puntos de calor registrados del 2000 al 2020 fue de 223,466. En la figura 4 se puede observar la distribución de puntos de calor por mes por estado, en la cual destacan Campeche, Chiapas y Yucatán por su alto número de incidencias. No obstante, si se normaliza el número puntos de calor por el área del estado se observa que la densidad de puntos se distribuyó de la siguiente manera: Quintana Roo 0.41, Tabasco 0.64, Chiapas con 0.81, Yucatán con 1.33 y Campeche con 1.34 puntos de calor/ $\text{km}^2$ .

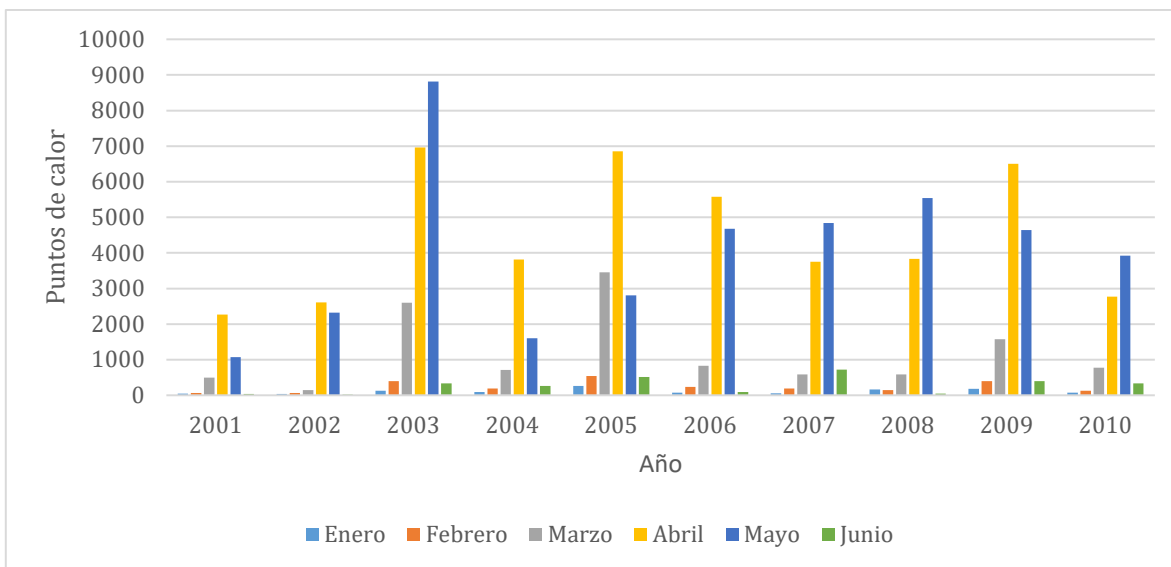


Figura 2. Frecuencia de puntos de calor para el sureste de México del 2001 al 2010

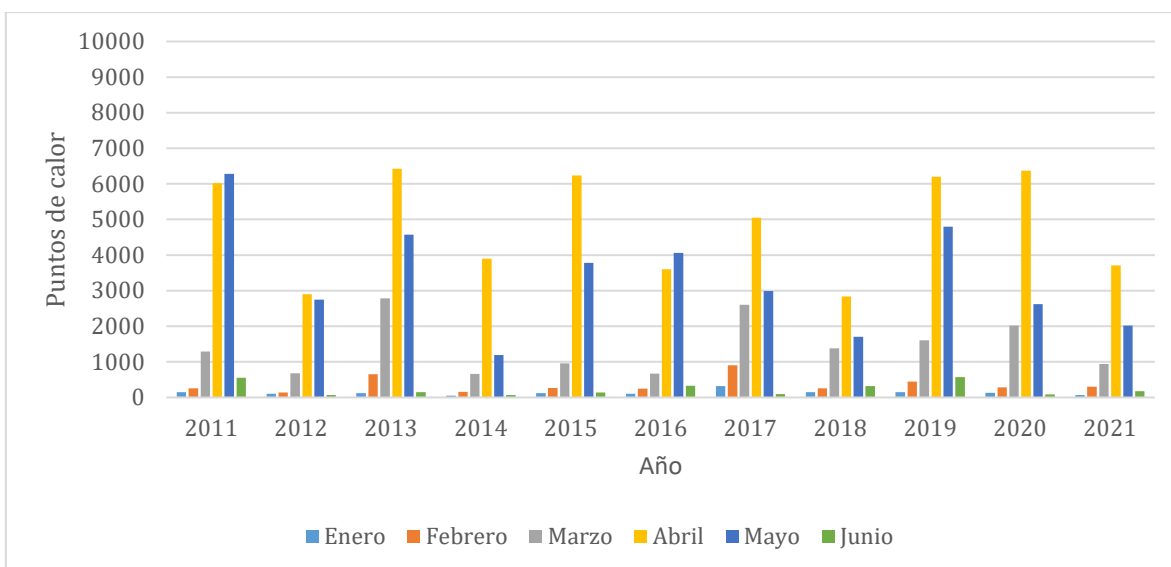


Figura 3. Frecuencia de puntos de calor para el sureste de México del 2011 al 2021.



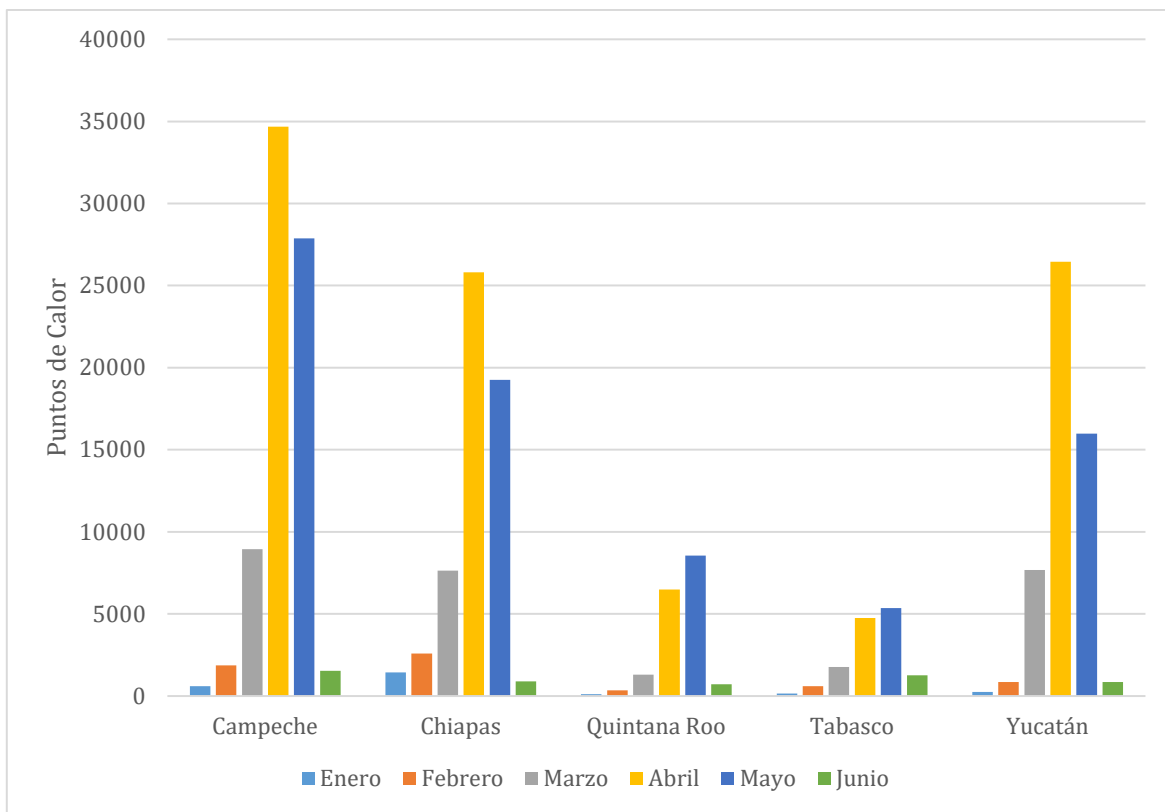


Figura 4. Número de puntos de calor por estado en la estación seca (2001-2021)

En la figura 5 se presentan las regiones con mayor frecuencia de puntos de calor por celda. Las áreas con mayor número de puntos se presentaron en Campeche y Yucatán. No obstante, se observa que existen áreas con ausencia de puntos de calor que en múltiples ocasiones corresponden a áreas naturales protegidas.

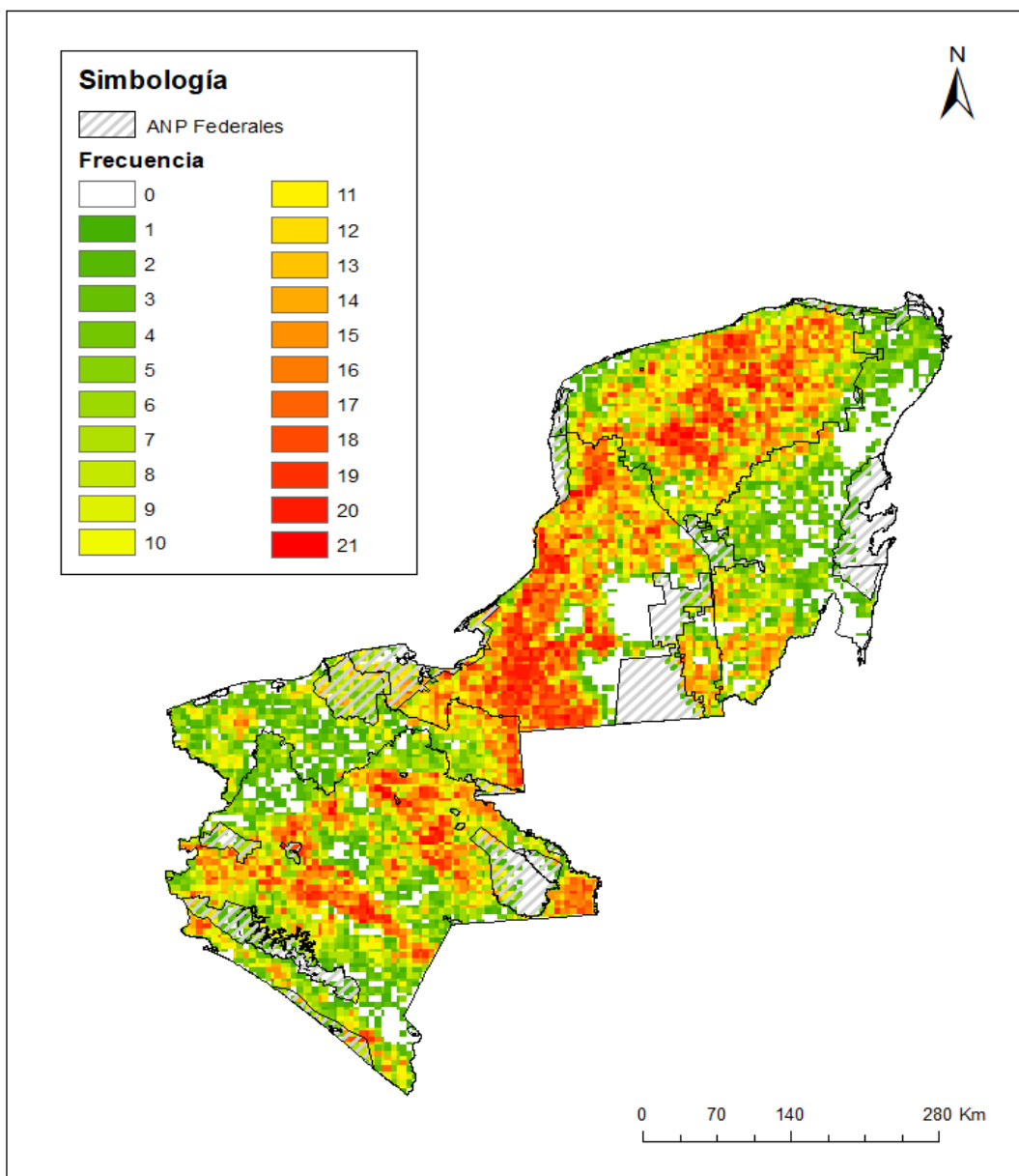


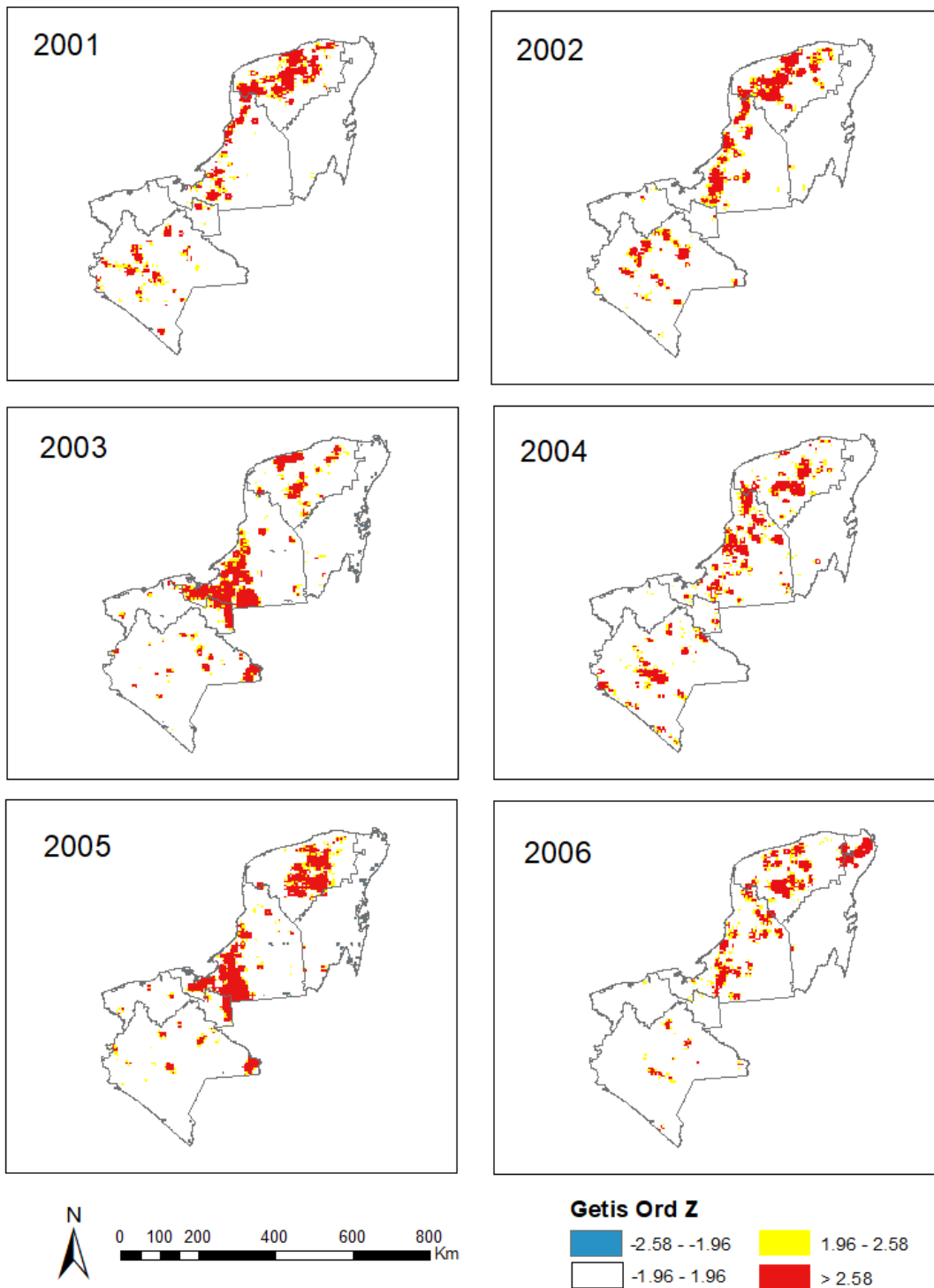
Figura 5. Frecuencia con la que se registraron puntos de calor de 2001 a 2021.

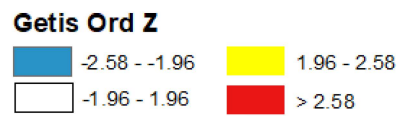
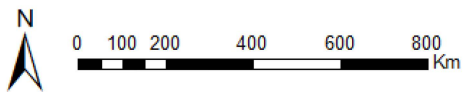
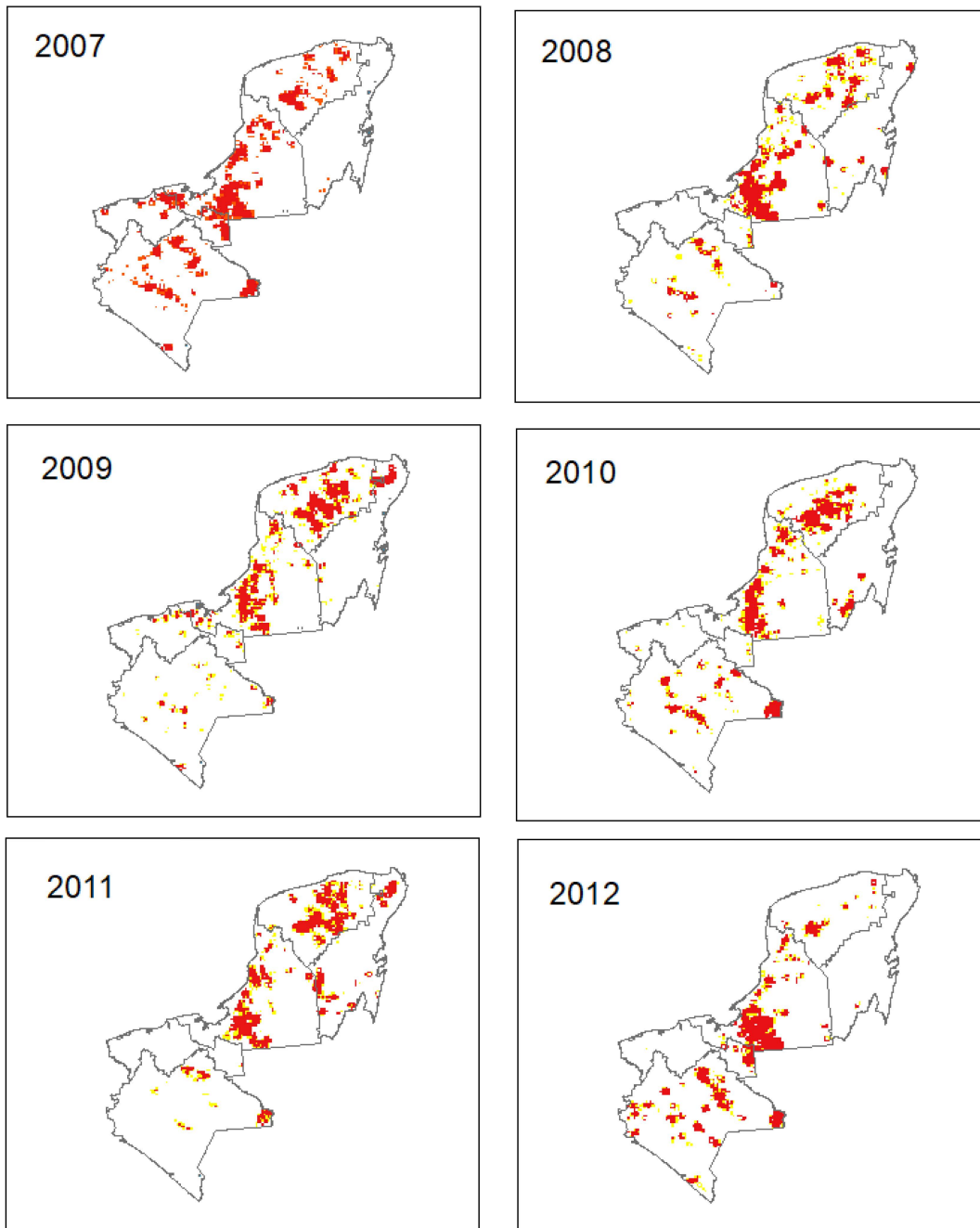
De acuerdo con el índice de Moran los valores altos y bajos del número de puntos de calor por celda estuvieron más agrupados espacialmente de lo que se esperaría si los procesos espaciales subyacentes hubieran sido meramente aleatorios (Tabla 1). Por otro lado, en el análisis de Getis-Ord encontramos valores de  $z$  positivos para algunas regiones del área de estudio. Esto significa que algunos cuadros no sólo presentaron una alta densidad de puntos, sino que a su vez el área adyacente a ellos también presentaba esta característica. Este patrón de

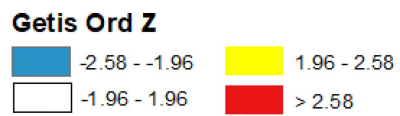
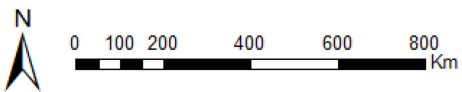
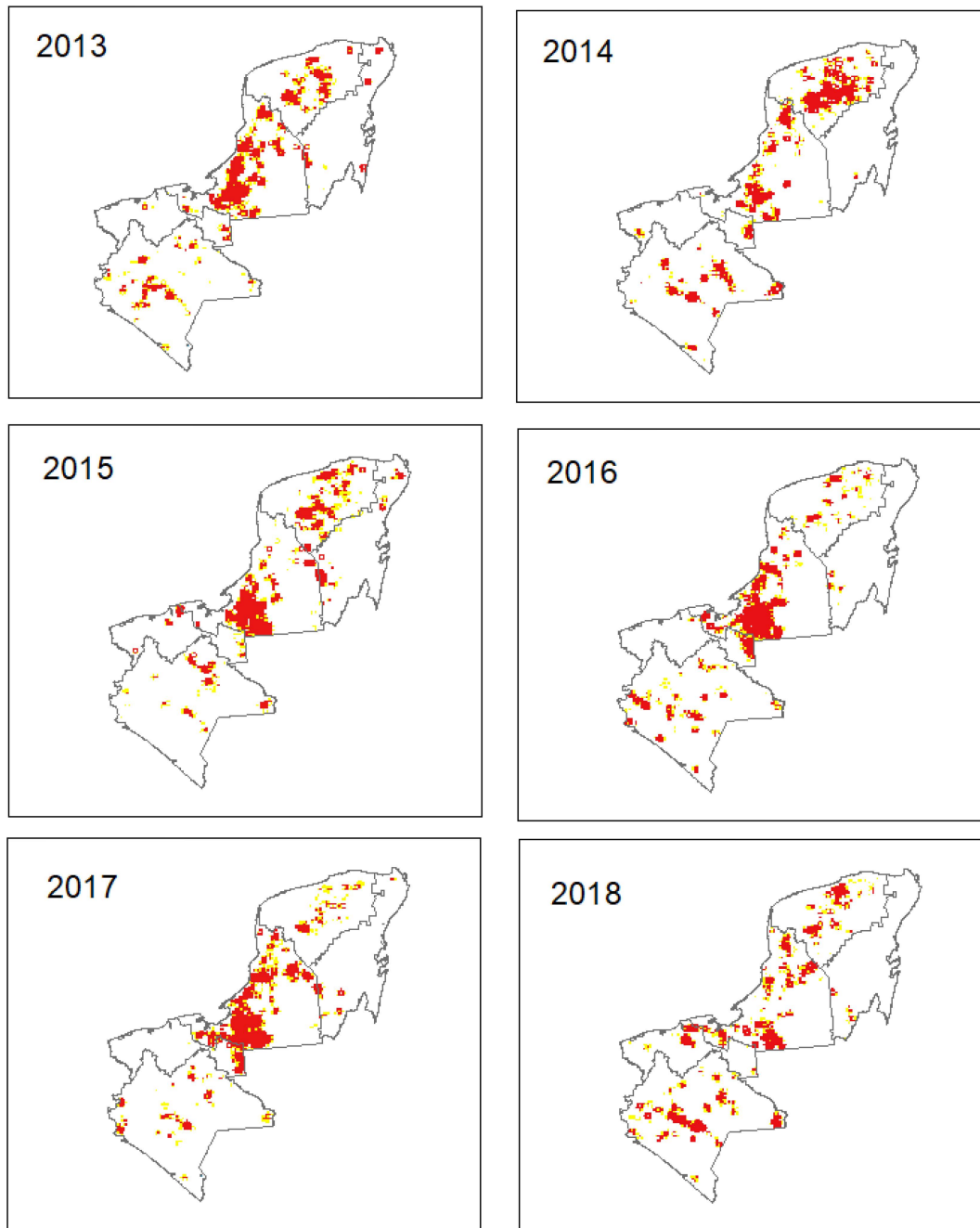
agrupamiento fue relevante para algunos años como 2005, en los cuales abarca áreas más grandes que en otros años. Por otra parte, las puntuaciones más altas de Getis-Ord en el sur-este de México se concentran principalmente en los estados de Campeche y Yucatán (Fig. 6). Por último, se observó que la mayoría de las agrupaciones son calientes y no frías, lo que indica que estas zonas tienen altas densidades de puntos de calor.

Tabla 1. Estadísticos del índice de Moran por año. Los resultados de todos los años fueron altamente significativos ( $p < 0.0001$ )

<b>Desviación estándar</b>		
<b>Año</b>	<b>del índice de Moran (I)</b>	<b>Estadístico de Moran (I)</b>
2001	43.959	0.318
2002	51.219	0.370
2003	68.703	0.497
2004	42.999	0.311
2005	63.442	0.459
2006	62.780	0.453
2007	52.503	0.380
2008	54.270	0.392
2009	50.914	0.368
2010	53.865	0.389
2011	56.406	0.407
2012	52.573	0.380
2013	52.417	0.379
2014	47.800	0.346
2015	54.256	0.392
2016	55.089	0.398
2017	56.208	0.407
2018	43.387	0.314
2019	59.472	0.430
2020	58.860	0.424
2021	50.653	0.366







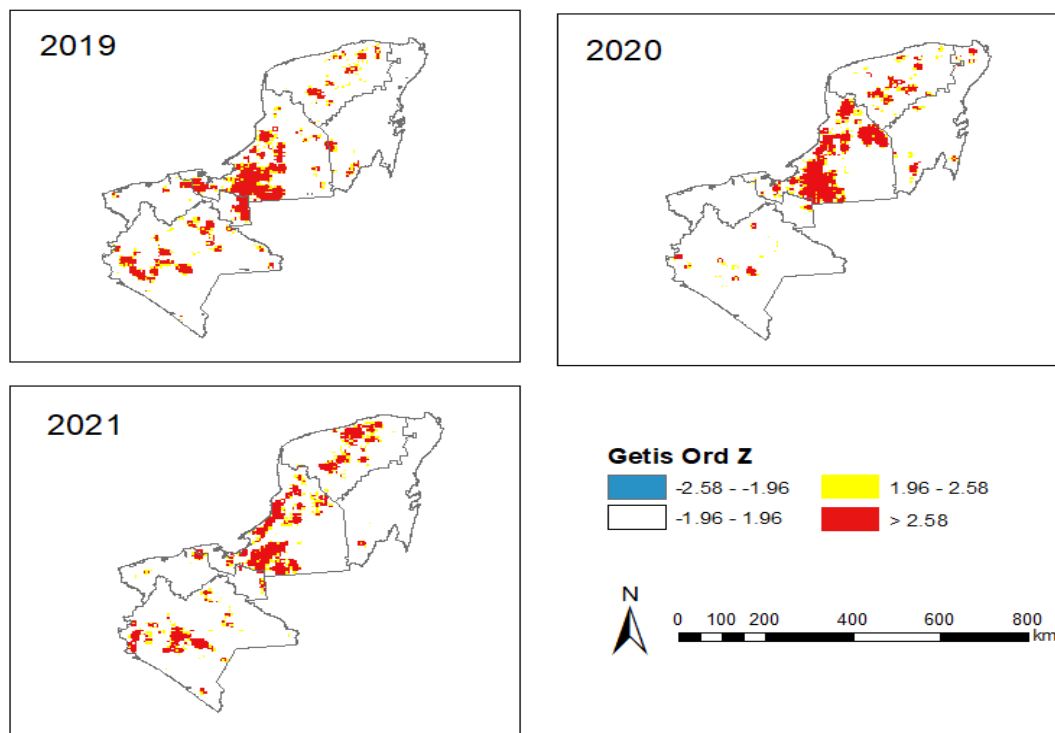


Figura 6. Valores de z del estadístico de Getis Ord para el Sur Este de México. El color rojo y amarillo representan áreas con una alta densidad de puntos de calor (agrupaciones calientes), el color blanco representa áreas sin agrupaciones significativas y el color azul representa zonas con bajas densidades de puntos de calor (agrupaciones frías).

La densidad de puntos de calor por categoría de uso de suelo y vegetación fue más alta en algunos tipos de áreas agrícolas y zonas cubiertas por vegetación secundaria. El tipo de vegetación con mayor número de puntos de calor fue la vegetación secundaria herbácea y arbustiva de la selva alta subperennifolia, vegetación secundaria herbácea de selva baja espinosa subperennifolia, la vegetación secundaria herbácea de selva baja y mediana caducifolia y los bosques cultivados (Tabla 2). Por otro lado, los tipos de vegetación con menor densidad de puntos de calor fueron la vegetación secundaria arbórea de manglar, el palmar inducido, la selva alta subperennifolia, la selva mediana subcaducifolia, la selva baja subcaducifolia y la selva baja subperennifolia.

Tabla 2. Densidad de puntos de calor por tipo de vegetación

Categoría	Uso de suelo y vegetación	Puntos de calor	Área (km <sup>2</sup> )	Densidad Puntos de calor/km <sup>2</sup>	Porcentaje de la densidad
<b>Agricultura</b>	Agricultura de humedad anual	187	70.4	8.3	8.76
	Agricultura de riego	5879	3107.4	10.73	11.33
	Agricultura de temporal	23103	22284	4.74	5
<b>Pastizal</b>	Pastizal cultivado e inducido	56794	46700.4	2.35	2.48
	Pastizal halófilo	124	124.2	1	1.05
<b>Bosque de niebla</b>	Bosque mesófilo de montaña	626	2317.8	0.27	0.29
	Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña	2444	3797	1.3	1.37
	Vegetación secundaria herbácea de bosque mesófilo de montaña	9	16.5	0.54	0.57
<b>Bosque Templado</b>	Bosque de encino	498	417.3	1.19	1.26
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de bosque de encino	1579	1363.4	2.37	2.5
	Bosque de encino-pino	276	342.3	0.81	0.85
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de bosque de encino-pino	267	481.2	1.09	1.16
	Bosque de pino	1058	1264.2	0.84	0.88
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de bosque de pino	1180	1834	1.28	1.36
	Bosque de pino-encino	882	1194.9	0.74	0.78
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de bosque de pino-encino	3172	4028.1	1.46	1.54
	Selva alta perennifolia	3406	6715	0.51	0.54
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva alta perennifolia	9217	8982.4	2.11	2.23
<b>Selva húmeda</b>	Selva alta subperennifolia	52	570.2	0.09	0.1
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva alta subperennifolia	493	516	4.28	4.52
	Vegetación secundaria herbácea de selva alta subperennifolia	76	18.5	4.11	4.34
	Selva mediana perennifolia	2	2.9	0.7	0.74
	Selva mediana subperennifolia	2473	13018.8	0.19	0.2
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva mediana subperennifolia	35576	36868.6	2.35	2.49
	Vegetación secundaria herbácea de selva mediana subperennifolia	44	35.1	1.25	1.32
	Vegetación secundaria herbácea de selva baja espinosa subperennifolia	29	11.9	2.44	2.58
	Selva baja perennifolia	240	364.7	0.66	0.69



	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva baja perennifolia	34	48.6	1.36	1.43
	Selva baja subperennifolia	15	833	0.02	0.02
	Vegetación secundaria arbórea de selva baja subperennifolia	142	164.5	0.86	0.91
	Selva baja espinosa subperennifolia	2353	4428.4	0.53	0.56
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva baja espinosa subperennifolia	5303	6428.7	1.74	1.83
	Selva mediana subcaducifolia	46	719.7	0.06	0.07
	Vegetación secundaria herbácea de selva mediana subcaducifolia	34938	27720.3	2.94	3.11
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva mediana subcaducifolia	21	106.9	0.2	0.21
	Vegetación secundaria herbácea de selva mediana caducifolia	40	28.5	1.4	1.48
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva mediana caducifolia	277	115.8	2.39	2.52
<b>Selva seca</b>	Selva baja caducifolia	4686	5299.5	1.75	1.85
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva baja caducifolia	8	191.6	0.04	0.04
	Selva baja subcaducifolia	47	147.3	0.68	0.72
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva baja subcaducifolia	266	407.2	1.42	1.49
	Vegetación secundaria herbácea de selva baja caducifolia	48	23.2	2.07	2.19
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selva baja espinosa caducifolia	11043	8536.8	2.77	2.93
<b>Tular</b>	Tular	7346	8159.1	0.9	0.95
<b>Manglar</b>	Manglar	851	5490	0.16	0.16
	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva de manglar	125	338.8	0.6	0.63
<b>Popal</b>	Popal	1236	952.5	1.3	1.37
<b>Sabana</b>	Sabana	1694	1401.5	1.21	1.28
<b>Sabanoide</b>	Sabanoide	340	260.3	1.31	1.38
<b>Selva de galería</b>	Selva de galería	43	27.2	1.58	1.67
	Vegetación secundaria arbórea de selva de galería	15	10.8	1.39	1.46

<b>Veg. de petén</b>	Vegetación de petén	100	564.9	0.18	0.19
<b>Veg. halófila hidrófila</b>	Vegetación halófila hidrófila	17	36.7	0.46	0.49

Finalmente, en el análisis del porcentaje en la frecuencia de días nublados se observa que entre los meses de marzo y junio hay menor cobertura de nubes, aumentando durante mayo y junio. Por otro lado, las áreas con mayor cobertura de nubes se localizan en la Sierra Madre de Chiapas y las montañas del norte y oriente de Chiapas. Asimismo, se observa que el estado de Quintana Roo tiene un porcentaje de nubes ligeramente mayor que los estados adyacentes de Yucatán y Campeche (Fig. 7).

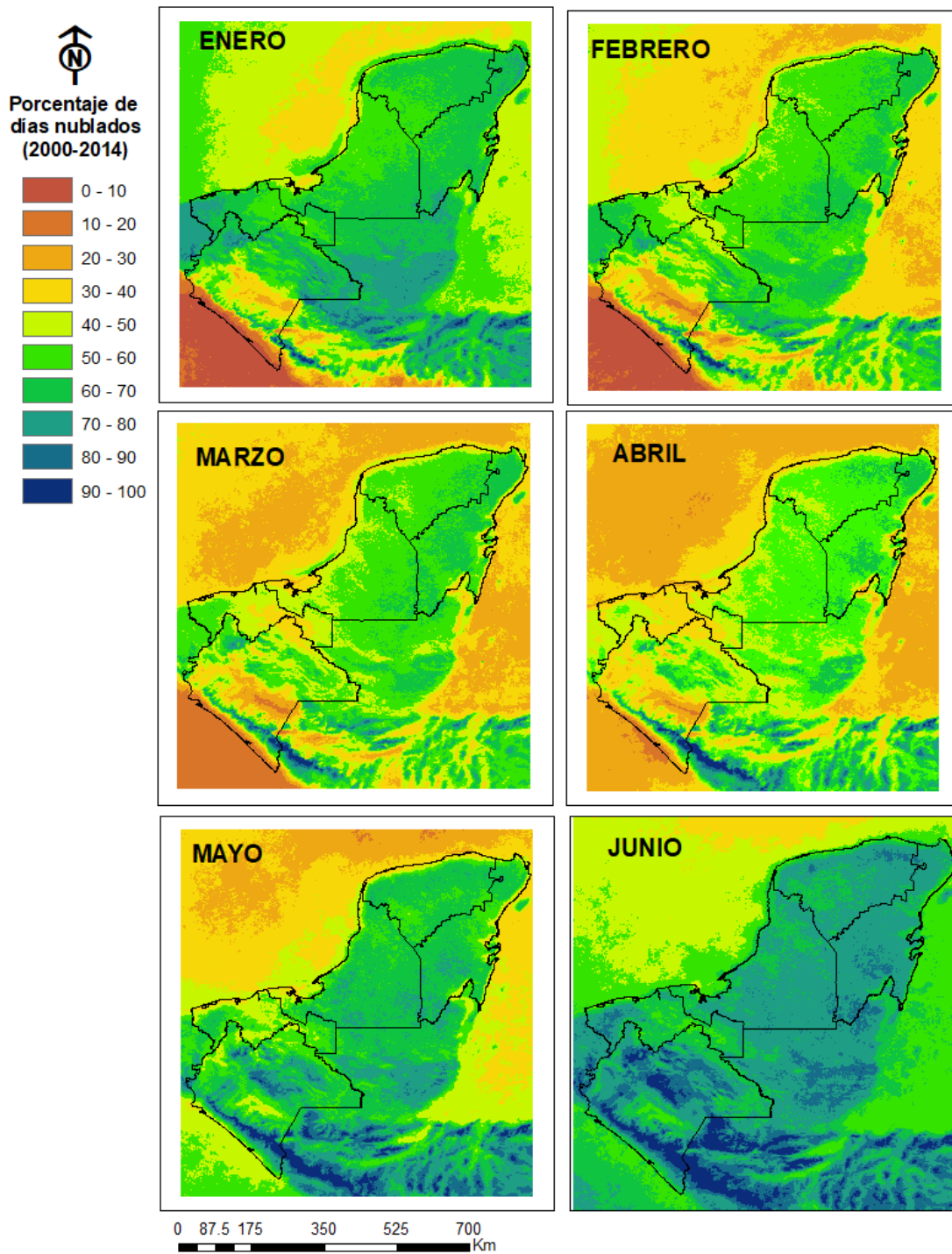


Figura 7. Porcentaje de la frecuencia de días nublados entre los años 2000 y 2014.

## Discusión

La distribución temporal de los puntos de calor de este estudio concuerda con lo reportado por CONAFOR sobre la temporada de incendios en el país, siendo los meses de abril y mayo los que presentaron mayor número de puntos de calor ya que son los meses más secos y que coinciden con las quemadas agrícolas y ganaderas. Nuestro análisis de la frecuencia de puntos de calor también coincide con el reporte de la SEMARNAT, la CONAFOR y la agencia de incendios forestales (2022) en que los años 2003 y 2005 fueron años con un gran número de incendios. No obstante, hubieron discordancias con la distribución espacial de puntos de calor por estado, ya que en las estadísticas gubernamentales se reporta que los estados con mayor número de incendios para el mismo periodo de años son Chiapas (0.11 incendios/km<sup>2</sup>) y Quintana Roo (0.05 incendios/km<sup>2</sup>) seguidos por Yucatán (0.03 incendios/km<sup>2</sup>), Tabasco (0.02 km<sup>2</sup>) y Campeche (0.01 incendios/km<sup>2</sup>), pero los estados con mayor densidad de puntos de calor fueron Campeche, Yucatán y Chiapas, mientras que los que tuvieron menor densidad de puntos de calor fueron Quintana Roo y Tabasco.

Los puntos de calor no sólo están reflejando los incendios forestales sino también las quemadas de pastizales y campos agrícolas. Debido a esto, no existe una coincidencia entre el número de incendios por estado que reporta la SEMARNAT *et al.* (2022) con la densidad de puntos de calor reportados en este estudio. Campeche y Quintana Roo son un claro ejemplo de las diferencias. A pesar de que Campeche es el estado con menos reportes de incendios de la región nosotros encontramos un alto número de puntos de calor en ese estado. Este fenómeno se puede entender si se considera que el 27% de la superficie de Campeche corresponde a áreas cubiertas por pastizal cultivado, cuyo manejo está asociado con quemadas, las cuales no forman parte de la base de datos de CONAFOR. Sin embargo, esta institución reporta numerosos incendios forestales en los municipios de Candelaria, Carmen, Champotón, Calakmul, Escárcega y Holpechén. La mayoría de ellos en selvas colindantes con pastizales (CONAFOR, n.d.). Tan sólo entre el 2003 y el 2012 en el municipio de Calakmul ocurrieron múltiples quemadas que afectaron el 71% de este municipio (Monzón-Alvarado, 2018). Dicho reporte coincide con los mapas de Getis-Ord obtenidos, en los cuales se observan zonas calientes en Calakmul. Adicionalmente, es importante considerar que pueden presentarse errores de comisión o falsos positivos en los puntos de calor (Giglio *et al.*, 2016). En un estudio en la Amazonia con puntos de calor se obtuvo una tasa de error de comisión cercana al 35% (Schroeder *et al.*, 2008b). Por otro lado, Santana *et al.* (2020) encontró que para zonas tropicales existe una baja correlación entre los puntos de calor y la detección de áreas quemadas en parte debido a que los claros forestales tienen una fuerte influencia en las tasas de errores de comisión para el sensor MODIS los cuales llegan a

ser cercanos al 35%. A pesar de que para este análisis se utilizó la última colección de imágenes MODIS, todos estos factores podrían estar actuando sinérgicamente lo cual resulta en un mayor número de puntos de calor.

Un problema recurrente del estudio de incendios forestales utilizando imágenes captadas remotamente por sensores ópticos pasivos como las imágenes MODIS es que las nubes enmascaran los incendios lo que provoca errores de omisión (aunque para algunas áreas este fenómeno no representa un problema ya que la mayoría de los incendios ocurren en la temporada de secas). Por lo tanto, en zonas con alta frecuencia de nubes, suele haber pérdida de información. Este fenómeno ya ha sido reportado para áreas con abundante precipitación. Por ejemplo, en la Amazonia se encontró que las nubes limitan la detección de incendios generando una omisión del 11% de los incendios registrados (Schroeder *et al.*, 2008a). Quintana Roo es uno de los estados del sureste más afectado por los incendios, los cuales son desencadenados por tres factores: sequías, acumulación de biomasa ocasionada por huracanes, prácticas tradicionales agrícolas, caza y quema de basureros (López-Portillo *et al.*, 1990; Vázquez, 2020). En este estado, los incendios son un evento tan prominente que son reconocidos como la segunda causa de pérdida forestal (Ellis *et al.*, 2017). Según los registros de la CONAFOR, los incendios del estado se agrupan en zonas selváticas al sur y norte en los municipios Benito Juárez y Lázaro Cárdenas al norte del estado, y al sur en los municipios de Bacalar, Othon P. Blanco, José María y Morelos y Bacalar (Zúñiga-Vásquez y Pompa-García, 2019). En nuestro análisis los puntos de calor se distribuyeron en las mismas zonas, pero en mucho menor magnitud y no en todos los años por lo que se consideró que las nubes pudieran estar enmascarando los incendios y quemas de la región. Dicha hipótesis se confirmó al realizar el análisis exploratorio de la frecuencia de días nublados que nos permitió observar que algunas regiones de este estado presentan en marzo y abril un porcentaje de 70 a 90% de días nublados a diferencia de sus estados vecinos como Yucatán y Campeche que presentan un porcentaje menor (del 40 al 60%). Quintana Roo es un estado frecuentemente afectado por las siguientes tormentas tropicales y huracanes, las cuales están asociadas con nubes y lluvias: 2005 (Emily y Wilma), 2007 (Dean), 2008 (Arthur y Dolly), 2010 (Karl), 2011 (Rina, Harvey y Don), 2012 (Ernesto), 2014 (Hana), 2016 (Earl) y 2017 (Harvey, Nate y Franklin) (INEGI, 2016). Aunque, si bien los incendios no se presentan durante en el lapso que ocurren los huracanes, después de éstos se puede acumular suficiente material combustible para que en años subsecuentes se incremente la probabilidad de incendios de alta intensidad (Whigham *et al.*, 1991; Mascaro *et al.*, 2005). En Quintana Roo, una alta cobertura de nubes probablemente opaca la visibilidad de los puntos calientes como son los años 2005, 2007, 2012, 2016 y 2017. Además de las nubes, se

ha detectado que el sensor en algunas ocasiones no detecta los incendios de baja intensidad que ocurren en áreas con baja cobertura (Schroeder *et al.*, 2008b). En un estudio en Yucatán que utilizó la colección 5 del producto MODIS se encontró que la detección de incendios es del 23% para bosques, pero hasta de 70% para milpas, pastizales y bosques secundarios (Cheng *et al.*, 2013). En consecuencia, no se recomienda usar el producto MOD14 o usarlo con cautela para regiones en las que la cobertura de nubes es constante a lo largo del año. Finalmente, el tipo de vegetación que predomina en el estado de Quintana Roo es el bosque tropical húmedo el cual tiene un clima cálido subhúmedo caracterizado con una media de precipitación estatal de 1300 mm anuales (García y CONABIO, 1998).

En cuanto a los estadísticos calculados con el índice de Moran encontramos que la distribución de los puntos de calor no es meramente aleatoria. Este patrón se observó para todos los años evaluados, por lo que se puede concluir que existe una autocorrelación espacial en los incendios generados en el sureste de México. Por otra parte, a pesar de las limitantes del uso de los puntos de calor arriba mencionadas, el análisis Getis Ord permitió identificar agrupamientos de puntos de calor en el Sureste de México. Yucatán y Campeche sobresaltan con áreas de altos agrupamientos de puntos calientes. Las causas de estos agrupamientos probablemente responden a variables tanto físico-biológicas como sociales. En México se han hecho varios análisis para probar la relación entre variables climáticas y la frecuencia de incendios. Por ejemplo, Manzo-Delgado *et al.* (2004) encontraron que la temperatura es una variable que puede explicar la ocurrencia de incendios, mientras que Marin *et al.* (2018) hallaron que existe una correlación en algunas regiones del país incluyendo el sur de Chiapas entre frecuencia de incendios y el índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración. Por otro lado, en Zimbabwe Mpakairi *et al.* (2019) encontraron que el NDVI, la temperatura del aire y la densidad de humanos son las variables que se asocian con la dinámica de incendios. En otros países como Serbia, análisis similares revelan que variables físicas como la morfología del terreno, la cobertura y la radiación solar explican los agrupamientos de puntos de calor (Gajovic y Todorovic, 2013). Por otro parte, gracias al análisis Getis Ord, se encontró que los incendios se distribuyeron de manera agregada en altas densidades (agregaciones calientes), lo cual es relevante para el manejo del fuego en la región y la toma de decisiones.

En cuanto a la distribución de puntos de calor en los distintos tipos de vegetación pudimos identificar que las áreas con mayor densidad de puntos de calor se presentaron en áreas agrícolas y en sitios con vegetación secundaria herbácea y arbustiva. En el Sureste de México los acahuales se queman como parte de las prácticas agrícolas tradicionales, lo cual podría explicar la alta proporción de puntos de calor en esta categoría. Los pastizales por otro

lado también presentaron casi un cuarto de la frecuencia de los puntos de calor, lo cual puede estar representando las quemadas ganaderas, pero la densidad total de puntos de calor en este tipo de cobertura sólo fue de 1.23 puntos de calor/km<sup>2</sup> a comparación de la vegetación secundaria herbácea y arbustiva de la selva alta con 4.11 y 3.34 puntos de calor/km<sup>2</sup>, respectivamente. Adicionalmente, la densidad de puntos de calor por kilómetro cuadrado fue de 0.53 en la selva baja espinosa subperennifolia, 0.51 en la selva alta perennifolia (un valor muy alto para este tipo de vegetación), 0.20 en la selva baja caducifolia, 0.09 en la selva mediana subperennifolia y 0.06 en la selva baja subcaducifolia. En particular, se observó una zona sumamente afectada ubicada al sur de la selva Lacandona. Esto coincide con el trabajo de Manzo-Delgado y López-García (2020) que identificaron 1658 fragmentos mayores a 10 ha de áreas quemadas en tres años (1998, 2003 y 2015) al sur de la Reserva de la Biósfera de Montes Azules. Además, a partir del análisis de frecuencia de puntos de calor pudimos apreciar una similitud con mapas de deforestación para esta región, sobre todo en Campeche y Quintana Roo (Cruz-Gaistardo *et al.*, 2022; Hansen *et al.*, 2021), lo que podría reflejar una relación estrecha entre las quemadas y la deforestación, en particular las actividades de roza, tumba y quema que se llevan a cabo en la región. La afectación de las selvas húmedas por incendios es preocupante ya que es un tipo de vegetación que tiende a desaparecer por el cambio de uso de suelo y el cambio climático global. Si bien la proporción de puntos de calor fue más baja en comparación a otras coberturas, este bioma contiene una alta diversidad de especies, las cuales carecen de adaptaciones al fuego, por lo que identificar zonas con afectaciones por incendios es primordial para impulsar programas de conservación que incluyan a las quemadas como un riesgo en zonas localizadas.

El uso de puntos de calor para el análisis de incendios en esta región tiene varias fortalezas y debilidades. Una clara ventaja es que su obtención es rápida, gratuita y puede ser descargada en distintos formatos (vectoriales o raster). Además, nuestro análisis evidenció que los puntos de calor MOD14 coinciden temporalmente con los reportes de incendios, reflejando la temporada de secas y lluvias y los años con un alto número de incendios. Descartando áreas industriales es posible identificar áreas donde el fuego es un factor predominante en la dinámica del ecosistema. Sin embargo los puntos de calor se deben usar e interpretar con cautela debido a las limitantes ya reportadas. En nuestro estudio, se eliminaron cerca del 5% de los puntos ya que correspondían a falsos positivos asociados principalmente con áreas industriales. Sin embargo, se desconoce con exactitud la cantidad de falsos positivos que podrían estar asociados a claros forestales u otros artefactos. Para minimizar los errores de comisión u omisión, se recomienda siempre trabajar con la última versión del producto MOD14

ya que se han considerado distintos ajustes su algoritmo para reducir errores (Giglio *et al.*, 2016). Por otro lado, si se emplean datos de colecciones anteriores se deberían seguir las recomendaciones de Cheng *et al.* (2013) y modificar el umbral del sensor. Además, es claro que la nubosidad propia de algunas regiones del área de estudio puede enmascarar los puntos de calor. El análisis de los puntos de calor se puede mejorar utilizando los metadatos dentro del producto de nivel 2 que contienen el número de píxeles de nubes y usar esta información para filtrar las nubes en estas imágenes. Los píxeles de nube se detectan a partir de la reflectancia y temperatura de brillo de las imágenes. Sin embargo, se ha reconocido que aún con este procedimiento no es posible descartar los bordes de las nubes, así como nubes delgadas o incluso superficies claras (Giglio *et al.*, 2020). Por último, es importante considerar que los puntos de calor no necesariamente representan un incendio por la forma en la que se captura la información. Es por ello que el modelamiento de incendios a escala regional con puntos de calor no es tan preciso puesto que un incendio o quema de gran extensión puede traducirse en múltiples registros (Fig. 8c). Por lo tanto, los tomadores de decisiones deben tener en consideración la naturaleza de este tipo de datos.

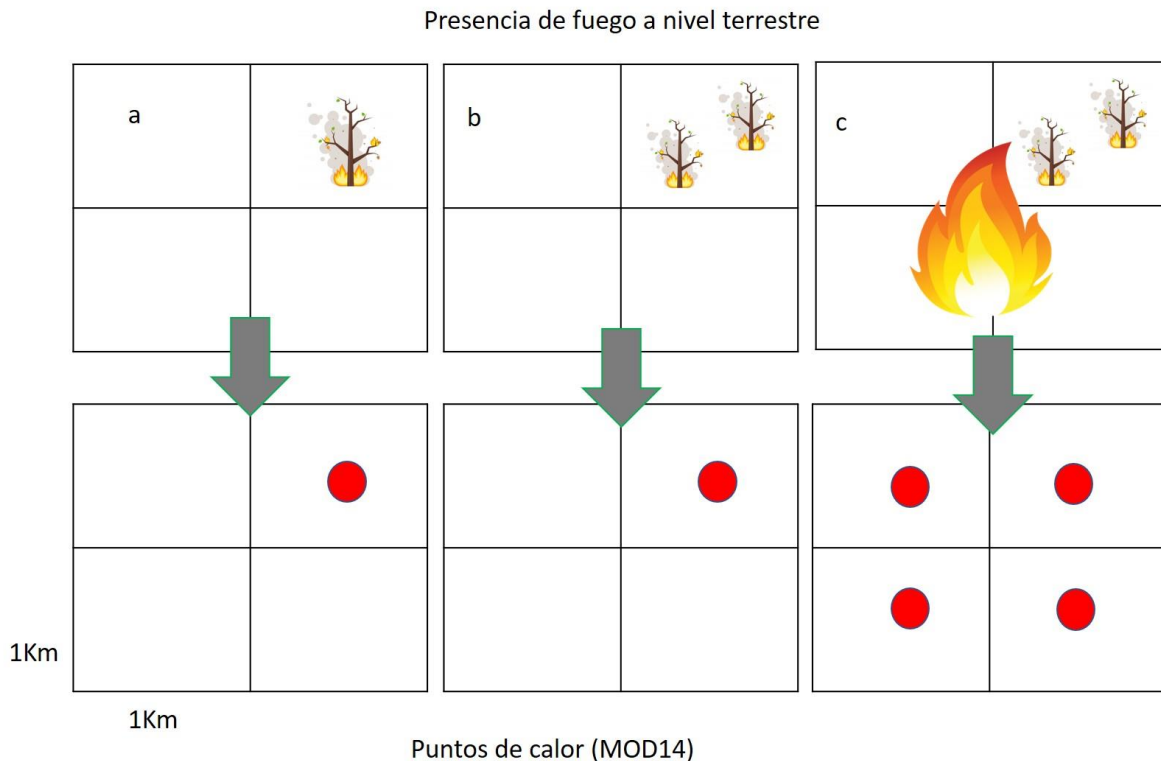


Figura 8. Incendios a nivel terrestre y su detección de incendios captada en las imágenes de MOD14 (Adaptado de (NASA, 2020)). Presencia de un incendio dentro de un área de 1 km<sup>2</sup>, b) Se presentan dos eventos de fuego que sólo se ven reflejados en un punto de calor y c) Se presenta un gran incendio que



cubre los cuatro cuadros de 1 km<sup>2</sup> y se detectan cuatro puntos de calor.

El estudio de la dinámica de incendios se puede perfeccionar y trabajar a distintas escalas. Para detectar incendios a gran escala se pueden utilizar imágenes térmicas de satélites geoestacionarios (GOES, SEVIRI) o sensores geosincrónicos (AVHRR, ATSR, MODIS). Los primeros tienen un tiempo de revisita menor (de hasta 15 a 30 minutos), mientras que los segundos con uno o dos pasos al día obtienen información a nivel global, lo que permite entender la dinámica de incendios y sus efectos a esta escala. Por ello, el producto MOD14 es utilizado por algunas organizaciones para el monitoreo activo de incendios como el Sistema Canadiense de Información sobre Incendios Forestales (CWFIS) y la Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) para la detección de incendios y toma de decisiones (Leblon *et al.*, 2012). Por otra parte, para mapear áreas quemadas usualmente se utilizan los canales infrarrojos térmicos. Sin embargo, a escala regional sólo se pueden mapear las zonas afectadas por incendios mayores a 1000 ha. Para ello a estas escalas se han utilizado imágenes SPOT, ASTER-2 y MODIS (Pereira *et al.*, 1999; Roy *et al.*, 2002), mientras que, a escalas locales, es preferible utilizar imágenes con mayor resolución espacial que permitan identificar con mayor precisión áreas quemadas menos extensas. Esto se puede lograr con sensores como el de LandSat que ha permitido el mapeo de áreas quemadas (Mallinis y Koutsias, 2012), sin embargo, con la ganancia de resolución espacial se sacrifica resolución temporal. El mapeo de áreas quemadas también se puede validar utilizando imágenes de baja resolución espacial como imágenes MODIS junto con imágenes alta resolución como SPOT y ASTER (Schroeder *et al.*, 2008). El avance tecnológico ha permitido un incremento en la resolución espacial; actualmente las imágenes QUICKBIRD, IKONOS, FORMOSAT, EARLYBIRD, RAPIDEY permiten el mapeo detallado de áreas quemadas, pero su tiempo de procesamiento y la presencia de nubes restringe la detección y mapeo de éstas (Leblon *et al.*, 2012). Recientemente, los sensores activos como el Synthetic Aperture Radar (SAR) han probado ser muy eficientes para la detección de incendios y mapeo de las áreas quemadas independientemente de las condiciones climáticas, a diferencia de los sensores antes mencionados. Su disponibilidad se encuentra limitada por su periodo de revisita, pero las constelaciones de satélites SAR RADARSAT-3 podrían reducir esta limitación (Leblon *et al.*, 2012). Por último, los satélites geoestacionarios recientes son capaces de proporcionar observaciones cada 10 a 15 minutos con una resolución de 2 a 3 km y una resolución espectral de 12 a 16 canales, mejorando su capacidad para detectar incendios, incluso los de poca duración (Chuvieco *et al.*, 2020; Hally *et al.*, 2019). Hoy en día el producto de incendios activos del sensor VIIRS tiene una alta sensibilidad a quemadas y posee una buena relación entre la frecuencia en la que se toman imágenes (horas) y su resolución

espacial de 375 m, lo que permitirá a los tomadores de decisiones y a los científicos entender mejor la dinámica espacio-temporal de los incendios (Chuvienco *et al.*, 2020; Schroeder *et al.*, 2014).

### **Conclusiones**

En nuestro análisis pudimos apreciar el patrón espacio-temporal de los puntos de calor, los cuales claramente reflejan la temporada de incendios y permiten identificar las regiones donde la presencia del fuego es un elemento constante en los ecosistemas. El uso de fuego en el sureste de México está ampliamente extendido y es una de las principales causas de incendios forestales. Además de los incendios, los puntos de calor reflejan la dinámica de las quemas agrícolas, las cuales tienen su pico en los meses de marzo, abril y mayo. Los estados con mayor número de calor fueron Campeche, Yucatán y Chiapas. Sin embargo, son de particular interés para los tomadores de decisiones y manejadores del fuego la zona del Soconusco en Chiapas, las áreas adyacentes a la reserva de Calakmul y el norte de Quintana Roo por poseer selvas húmedas, un ecosistema diverso y muy vulnerable al fuego.

El análisis Getis-Ord y el índice de Moran son dos herramientas útiles y efectivas que permiten identificar áreas con agrupaciones de puntos de calor y que proporcionan información valiosa para la detección de áreas donde han ocurrido un número significativo de quemas o incendios. Sin embargo, es necesario interpretar con cautela la frecuencia de los puntos de calor ya que no necesariamente representan las áreas con más incendios debido a la escala en la que se trabaja y a los errores de omisión y comisión que presenta el producto MOD14 como sucedió en el estado de Quintana Roo, en donde las nubes interfieren en la detección de puntos calientes.

Sin embargo, se recomienda hacer pruebas de validación del producto con la última colección de MOD14 para tener un mayor grado de certeza de cómo ocurre la dinámica de incendios. Asimismo, es recomendable que por lo menos para la región de Quintana Roo, se haga un análisis para cuantificar cómo la nubosidad afecta la percepción del sensor MODIS. Es por ello, que los tomadores de decisiones deben ser cautelosos al analizar la información vertida por este sensor.

## Literatura citada

- Ceballos, G. y García, A. 1995. Conserving Neotropical Biodiversity: The role of dry forests in Western Mexico. *Conservation Biology*, **9**(6): 1349-1353. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.09061349.x
- Chuvieco, et al. 2020. Satellite remote sensing contributions to wildland fire science and management. *Current Forestry Reports*, **6**(2): 81–96. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00116-5>
- CONAFOR. n.d. Incendios forestales atendidos por la CONAFOR en el periodo 2008-2020. <https://www.arcgis.com/apps/dashboards/b2f6d65637e944c3b3f1b98a054b8ea>. Consultado en noviembre 14 de 2022.
- Condé, T., Higuchi, N. y Lima, A. 2019. Illegal selective logging and forest fires in the northern Brazilian Amazon. *Forests*, **10**(1): 61. <https://doi.org/10.3390/f10010061>
- Cruz-Gaistardo, C. O. et al. 2022. Improvement of the forest cover-changes cartography from Global Forest Change for critical deforestation regions in Mexico. Case of the Lacandona Region 2014-2021. *XV World Forestry Congress*. <http://selvalacandona.ecosur.ourecosystem.com>. Consultado en noviembre 14 de 2022.
- Cruz-López, I., López-Saldaña, G., Ressler, R. y Colditz, R. 2011. Sistemas de alerta temprana para incendios forestales en México. pp. 145–172. En J.F. Mas (Ed.), Aplicaciones del Sensor MODIS para el monitoreo del territorio. SEMARNAT, INE, UNAM and CIGA.
- Ellis, E. A., Romero Montero, J. A. y Hernández Gómez, I. U. 2017. Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*, **10**. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>
- Fidelis, A. 2020. Is fire always the “bad guy”? *Flora: Morphology, distribution, functional ecology of plants*, **268**: 151611. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>.
- García, E. y CONABIO. 1998. Carta de Climas 1:1 000 000.
- INEGI. 2013. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie V (continuo nacional).
- Jakimow, B. et al. 2023. Deforestation and agricultural fires in South-West Pará, Brazil, under political changes from 2014 to 2020. *Journal of Land Use Science*, **18**(1): 176–195. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2023.2195420>.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O. y Kaufman, Y. J. 2003. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, **87**(2–3): 273–282. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00184-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00184-6)
- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J. V. y Justice, C. O. 2020. MODIS Collection 6 Active Fire Product Users Guide. Revision C. NASA.
- Hally, B., Wallace, L., Reinke, K., Jones, S. y Skidmore, A. 2019. Advances in active fire detection using a multi-temporal method for next-generation geostationary satellite data. *International Journal of Digital Earth*, **12**(9): 1030–1045. <https://doi.org/10.1080/17538947.2018.1497099>
- Hansen, M. C. et al. 2021. Global Datasets 9 on line for download V. 1.8. Global Forest Change. <https://glad.earthengine.app/view/global-forest-change#dl=1;old=off;bl=off;lon=-102.79457429809014;lat=22.92090627544238;zoom=5>. Consultado en agosto 22 de 2021.
- INEGI. 2016. Ciclones tropicales con influencia en el territorio estatal. En Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo. <https://qroo.gob.mx/coeproc/ciclones-tropicales-con-influencia-en-el-territorio-estatal/>. Consultado en agosto 22 de 2022.
- Jardel-Peláez, E. J., D., Pérez-Salicrup, Alvarado, E. y Morfín-Ríos, J. E. 2014. Principios y

- Criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales. Comisión Nacional Forestal – Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Leblon, B., Bourgeau-Chavez, L. y San-Miguel-Ayanz, J. 2012. Use of Remote Sensing in Wildfire Management. En Sustainable Development - Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management. InTech. <https://doi.org/10.5772/45829>
- López-Portillo, J., Keyes, M., González, A., Cabrera, E. y Sánchez, O. 1990. Los incendios de Quintana Roo: ¿Catástrofe ecológica o evento periódico? *Ciencia y Desarrollo*, **16**(91): 43–57.  
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Los+incendios+en+Quintana+Roo:+¿catástrofe+ecológica+o+evento+periódico?#0>. Consultado en octubre 22 de 2021.
- Maas, M. et al. 2010. Amenazas. pp. 321–348. En Ceballos, G., et al. (Eds.). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Alianza WWF-Telcel, Ecociencia S.C., Telmex.
- Mallinis, G. y Koutsias, N. 2012. Comparing ten classification methods for burned area mapping in a Mediterranean environment using Landsat TM satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **33**(14): 4408–4433. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.648284>
- Mascaro, J. et al. 2005. Aboveground biomass accumulation in a tropical wet forest in Nicaragua following a catastrophic hurricane disturbance. *Biotropica*, **37**(4): pp. 600–608. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00077.x>.
- Miranda, F. y Hernández-X., E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, **28**, 29–179. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Ord, J. K., y Getis, A. 1995. Local spatial autocorrelation statistics: Distributional issues and an application. *Geographical Analysis*, **27**(4): 286–306. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00912.x>
- Otterstrom, S. M., Schwartz, M. W. y Velázquez-Rocha, I. 2006. Responses to fire in selected tropical dry forest trees. *Biotropica*, **38**(5): 592–598. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00188.x>
- Pereira, J. M. et al. 1999. Spectral characterization and discrimination of burnt areas. pp. 123–198. En E. Chuvieco (Ed.). Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin. Springer-Verlag.
- Pinard, M.A. y Huffman, J. 1997. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in eastern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, **13**(5): 727–740.
- R core team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Reid, F.A. 1997. A field guide to the mammals of central America and Southeast Mexico. New York: Oxford University Press.
- Roy, D. P., Lewis, P. E. y Justice, C. O. 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*, **83**(1–2): 263–286. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00077-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00077-9)
- Schroeder, W., Oliva, P., Giglio, L. y Csiszar, I. A. 2014. The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sensing of Environment*, **143**, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.12.008>
- Schroeder, W. et al. 2008. Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, **112**(5): 2711–2726. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.005>

- SEMARNAT, CONAFOR y Gerencia de Incendios Forestales. 2022. Número de incendios forestales por entidad federativa. [http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi\\_apps/WFServlet?IBIF\\_ex=D3\\_RFORESTA05\\_01&IBIC\\_user=dgeia\\_mce&IBIC\\_pass=dgeia\\_mce&NOMBREENTIDAD=\\*&NOMBREANIO=\\*](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RFORESTA05_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=*&NOMBREANIO=*). Consultado en agosto 22 de 2022.
- Toledo, V.M. *et al.* 1995. La selva útil Etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia*, **20**(4): pp. 177–187.
- Vázquez, J. 2020. Quintana Roo, la entidad con mayor número de incendios forestales a nivel nacional: CONAFOR. El Economista. <https://www.eleconomista.com.mx/estados/Quintana-Roo-la-entidad-con-mayor-numero-de-incendios-forestales-a-nivel-nacional-Conafor-20200420-0142.html>. Consultado en agosto 22 de 2022.
- Whigham, D.F. *et al.* 1991. The impact of hurricane gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a dry tropical forest in the Northeastern Yucatan Peninsula. *Biotropica*, **23**(4): 434. <https://doi.org/10.2307/2388263>.
- Wilson, A. M. y Jetz, W. 2016. Remotely sensed high-resolution global cloud dynamics for predicting ecosystem and biodiversity distributions. *PLoS Biology*, **14**(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002415>
- Zúñiga-Vásquez, J. M. y Pompa-García, M. 2019. The occurrence of forest fires in Mexico presents an altitudinal tendency: A geospatial analysis. *Natural Hazards*, **96**(1): 213–224. <https://doi.org/10.1007/s11069-018-3537-z>

## Capítulo III

### **Microtopographic effect on soil temperature during a burn by shifting cultivation in a tropical rain forest.**

Sonia María Juárez-Orozco<sup>a,b\*</sup>, Alex Correa-Metrio<sup>c</sup> and Christina Siebe<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

<sup>b</sup> Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510, México.

<sup>c</sup> Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Juriquilla, 76230, México.

\* Corresponding Author.

E-mail address: soni@ciencias.unam.mx

Tel: +52 (55) 56-22-42-65, Ext. 223. Fax: +52 (55) 56224317.

#### **Abstract**

Fire is an important component of shifting cultivation systems. Although its effects on soil properties depend on its severity and duration, few studies have measured soil temperature during burns at different depths and in relation to topography in tropical forests. Frequent rain keeps the soil moist in these ecosystems, but soil moisture does not depend only on precipitation, but also on relief position and other soil properties. Here we monitor soil temperature at 1 and 10 cm depth before a burn along elevation gradients of three logged hillsides to establish the daily temperature variation, and to compare it with the soil temperature under forested sites and during the burn. Additionally, moisture content and physico-chemical properties of the soil were measured before and after the burn.

Results before the burn indicate a larger daily temperature amplitude in logged versus forested

areas, and specially at crests and shoulder positions in comparison to backslopes and toeslopes. Fire increased soil temperatures only at 1 cm depth, and for less than 40 degrees at most of the sites. Soil moisture content was negatively correlated with maximum temperature during the burn, however, also fuel loads and litter thickness determined fire temperature, with the spatial distribution of these variables being unrelated to topography. Nutrient contents changed only in the litter layer, in which C and N diminished by 35% and 24%, respectively, while total Ca, Mg, K and P increased by 210, 202, 318, 235 % respectively. We conclude that soil moisture contents contributed to maintain fire intensity low at the studied site.

**Keywords:** soil temperature, nutrient contents, fire, hillside position, southeast Mexico

## 1. Introduction

Shifting cultivation or slash and burn agriculture is a traditional agricultural system practiced in tropical and subtropical regions in which fire is used to burn unwanted previously cut and slashed vegetation in preparation for sowing (Conklin, 1961; Ribeiro Filho *et al.*, 2015). In tropical Mexico, this practice was used by the ancient Maya culture. Nowadays, indigenous and mestizo people of southeastern Mexico clear the forest to cultivate maize, beans, pumpkin, and other vegetables for 3 to 5 years, and subsequently allow the regeneration of the forest (Medellin and Equihua, 1998). The use of shifting cultivation is widely debated by the scientific community because its potential negative impacts on plant biodiversity, plant biomass, and animal populations (Padoch and Pinedo-Vasquez, 2010; Mukul and Herbohn, 2016). Although, this practice improves the availability of P, K, Ca, and Mg immediately after the burning, it also increases soil erosion and affects both water storage capacity and the aggregation and bulk density of the soil (Certini, 2005a; Satyam-Verma, 2012). However, few studies have

investigated the effect of fire on the ecology of tropical rainforests (Juárez-Orozco, Siebe and Fernández y Fernández, 2015).

The severity of a burn (fire impact on the ecosystem) depends on the temperatures reached during the fire and on the duration of the event (Certini, 2005a; Keeley, 2009). During a fire, temperatures above and below the soil surface can change dramatically. While the above ground temperature can reach up to 800°C, some studies have reported that just few centimeters below the soil surface the temperatures are predominately below 60°C (Miranda *et al.*, 1993; Bradstock and Auld, 1995b; Iverson and Hutchinson, 2002; Zuloaga-Aguilar *et al.*, 2016).

The heat liberated by biomass burning has direct effects on soil physicochemical properties. Some immediate changes after burning are the increase of pH, base saturation, and nitrification rates, while total N and C tend to decrease (Ribeiro Filho *et al.*, 2015). Therefore, the importance to know the temperature thresholds leading to volatilization of the different soil nutrients (Herrick, 2000). The effect of fire on soil chemistry depends on its intensity, *i.e.* the energy released by the fire, which can be expressed as radiant energy, temperature, and residence time of the fire, among others. For example, organic matter volatilizes at 100°C, while soil nitrogen and phosphorus volatilize when the temperature reaches 200°C and 375°C, respectively. However, under natural conditions it has been found that the highest total P concentrations in ash were related to the highest temperatures (650°C). Nevertheless, the variability of temperature thresholds for different soil components, including organic matter is time dependent (González-Pérez *et al.*, 2004).

The temperature that the soil reaches during a fire is not spatially homogeneous because of the different distribution of fine, medium, and coarse fuels over the terrain and the moisture content of both above ground biomass and soil (Catchpole, Catchpole and Rothermel, 1993a; Bradstock and Auld, 1995b; Certini, 2005a; Keeley, 2009). Moist soil heats up more slowly than



dry soil (Catchpole, Catchpole and Rothermel, 1993; Campbell *et al.*, 1995). Among another factors, such as soil pore characteristics (Kim and Kim 2007) and soil texture (Becker *et al.* 1988), soil moisture in the landscape depends on the relief position, where toeslopes and depressions are moister than crests and shoulder positions (Zaslavsky and Rogowsky, 1969; Kim and Kim 2007). Apart from environmental conditions such as wind speed, air temperature and humidity, local topography exerts an important control on fire extent and duration (Certini, 2005a).

In order to assess the impact of fire on a soil, it is necessary to understand the behavior of temperature during a burning event. Several studies on fire behavior have been conducted in Mediterranean forests and heathlands in Spain (Mataix Solera, 1999; Granged *et al.*, 2011), Malle shrublands in Australia (Bradstock *et al.*, 1992), chaparral and mixed oak forest in USA (DeBano, Rice and Conrad, 1979; Iverson and Hutchinson, 2002), grasslands in Papua and New Guinea (Scotter, 1970), Cerrado grassland and shrubland in Brazil (Miranda *et al.*, 1993), Jarrah forests (Burrows, 1999), eucalypt forests and bushlands in Australia (Bradstock and Auld, 1995b; Doerr *et al.*, 2004), but much less studies exist on tropical rainforests. For example, Ghuman and Lal (1989) found that soil temperature at 1 cm depth in a cleared tropical forest in Nigeria with a fuel load of  $494 \pm 60 \text{ kg m}^{-2}$  reached  $218^{\circ}\text{C}$  during the fire while Ramírez-Trejo *et al.* (2010) found a maximum soil temperature of  $60^{\circ}\text{C}$  at 1 cm depth at a semi-deciduous seasonal forest. The tropical rainforest is the most diverse terrestrial ecosystem in the world, and yet it is one of the most threatened natural systems. Because flora and fauna of the tropical rainforest lack adaptations to fire survival, fires represent one of the most threatening factors to these ecosystems. Therefore, the study of temperature patterns and their controls during fire events is of utmost importance.

In this study we evaluate the change of soil temperature during a burn of shifting cultivation practices and assessed the relative importance in the microtopography and soil depth along

three hillsides of a tropical rain forest. We further quantified the effects of fire on nutrient contents in the litter layer and in the first centimeters of the soil. We hypothesize that soil temperature during the fire depends on soil moisture, which is related to relief position. Nutrient gains and losses depend further on the temperatures reached during the fire and fire residence. In this context, site quality is defined as the sum of physical factors that characterize a geographic site, allowing its classification as favorable or unfavorable for forest fire (Daniel, Helms and Baker, 1979b; Skovsgaard and Vanclay, 2008b). Therefore, the quality of a site for the occurrence of a fire is strongly linked to soil moisture, which we expected to be highest at the toeslopes. Moreover, fuel load including litter thickness is also important for fires, and it varies irregularly at the site. To test these hypotheses, we installed temperature sensors along elevation gradients of three low hillsides in a tropical rainforest. Soil temperature patterns before and during fires were monitored and compared among them and also with temperature patterns from nearby forested hillsides. Additionally, we recorded soil moisture after the fire, quantified fuel loads along the same elevation gradients, and calculated their correlations with soil temperature.

## **2. Materials and methods**

### *2.1. Study site*

The study site is located in the municipality of Marqués de Comillas, Chiapas ( $16^{\circ}13'35''\text{N}$   $90^{\circ}59'57''\text{W}$ ) at an altitude of 182 m a.s.l. (Fig. 1 A and B). The climate is humid tropical with a mean annual temperature of  $22^{\circ}\text{C}$  and an average rainfall of 3000 mm. During the dry season (January-April) precipitation is less than 100 mm per month, while most of the precipitation occurs from May to December. Three major geomorphological units are present, namely alluvial terraces (AT) with haplic Luvisols, low altitude hills (LH) with humic Acrisols and karst mountains (K) with rendzic Leptosols. Regional land cover consists of a fragment of tropical

rainforest (34%) surrounded by secondary forests (16%), cattle pastures (43%) and agricultural fields, plantations of rubber trees, coffee and fruit trees (7%). The alluvial terraces are dominantly covered by permanent agriculture, mostly with maize and vegetables or plantations. The low hills are subjected to forest slash and burn for maize cultivation during one or two growing seasons. Thereafter, fields are converted to extensive pastures because crop yields are moderate and rapidly decrease after the first cropping season (Zermeño-Hernández, 2008; Martínez-Ramos *et al.*, 2016).

## 2.2. Experimental design

Within the LH geomorphic unit, three contiguous hillsides (named 1, 2 and 3) and a small depression on the hill crest of hillside 1 (named 4) covered by a slashed 20-year-old secondary forest were selected for the study (Fig. 1C). We included the small depression since it would accumulate more moisture than any other site. The aspect of the three hillsides is north, south and east with average slopes of 15, 5, and 9 degrees, respectively. The area was cleared for maize cultivation in May 2015, and subsequently all the slopes were burned on June 5, 2015. At each hillside we selected 7 sampling sites along a topographic gradient starting at the hill crest and ending at the toeslope close to the creek. At each sampling site we recorded elevation, slope gradient, and slope exposure. To evaluate fuel availability, we established a Canfield line along each hillside. Fuel was classified in trunks (main axis of the tree), branches, and mulch in six biomass categories: 1) litter cover of less than 5 cm thickness, 2) litter with more than 5 cm thickness, 3) fine branches (perimeter < 50 cm), 4) regular branches (perimeter > 100 cm), 5) thin logs (perimeter < 100 cm) and 6) thick logs (perimeter > 100 cm). Temperature was recorded before and during the fire using a thermocouple type K (TC6-K Onset Computer Corporation, Pocasset, MA) with a data-logger (HOBO U12-014 Onset Computer Corporation,

Pocasset, MA). These temperature recorders were installed at seven sites along each hill at 1 and 10 cm depth of the mineral soil, homogeneously distributed in space from the hill crest to the toeslope. Subsequently, we determined the frequency of each fuel category in each hillside. Also, three HOBOS were set as controls at the crest, the backslope and the toeslope inside the surrounding forest of each hillside where fire was not applied. Each data-logger recorded the soil temperature every five minutes starting 15 days before the burn and ending 24 hours after the fire, when soil surface had cooled down to ambient temperature. Additionally, at each sampling site soil moisture content was determined using a TDR (Delta Devices). Before the fire, litter samples from a 16 × 16 cm area were collected at each sampling site to know if litter fuel load is related with soil temperature before and during the fire. In the laboratory these samples were dried in an oven at 60°C and their weight was recorded once it remained constant.

The pH of the litter and soil samples was determined with a potentiometer (Beckman pHi 34) in suspensions of soil with distilled water (1:2.5) or KCl 1M (1:10). The electric conductivity (EC) was measured with a conductivity meter (LaMotte CON6) in the supernatant of soil-distilled water suspensions (1:2.5). Carbon and nitrogen were determined by the method of total combustion in an elemental analyzer Perkin Elmer (2400 series II) with the following analytic conditions: acetanilide as calibration compound, fresh strawberry leaves LCG7 162 as reference material, combustion temperature 980 °C, reduction temperature 640 °C and a thermic conductivity detector. The cation exchange capacity was determined as the sum of exchangeable Ca, Mg, K and Na, which were extracted with NH<sub>4</sub>-acetate buffered at pH 7, and where exchangeable Ca and Mg were quantified with a spectrophotometer Perkin Elmer 3110 and Na and K with a flame photometer 360 Sherwood. Available P was determined by the P-Bray method. Ammonium and nitrate were extracted with 1 M KCl in a relation 1:10 and

determined colorimetrically by the sodium salicylate method for nitrates and the indophenol blue method for ammonium (Perkin Elmer 3110 spectrophotometer). Total elements were determined by quantitative analysis of FRX using a pressed sample made by mixing a fine ground soil sample aliquot with 10% wax C micropowder as binder (relation 1:10). The major elements were measured on a melted sample using 10% of sample and 90%  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$ :  $\text{LiBO}_2$ , as flux. The realizing agent used was Li adding 50 microliters of a solution containing 250 g/L. Loss on ignition was determined heating 1 g of sample at 950 °C for 2 hours, and measuring the mass difference. Traceability was monitored with reference materials Igla-1 and SDO-1.

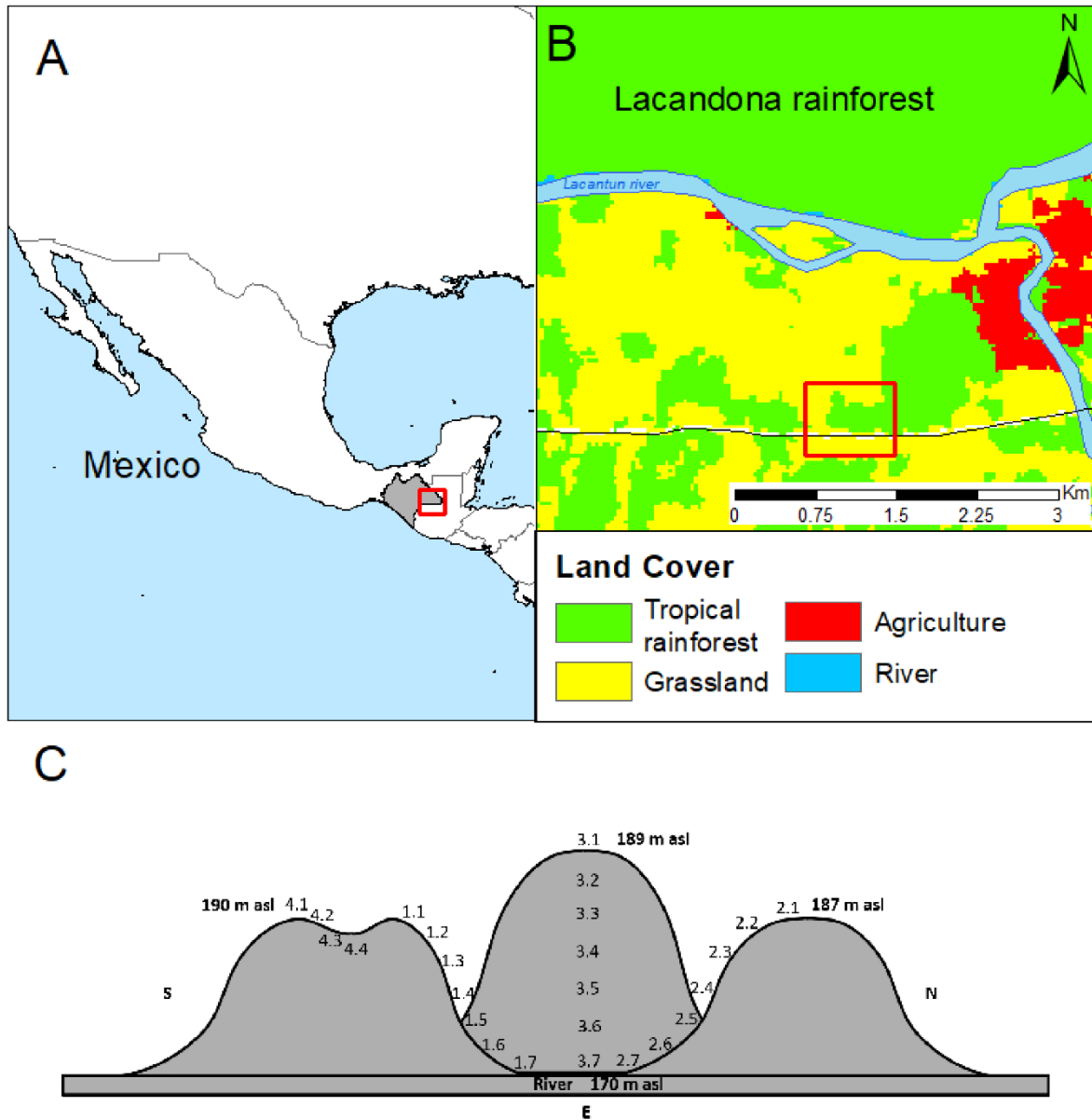


Fig. 1. Study site. The study site was located in Marqués de Comillas municipality, Chiapas state, Mexico (A) in a cleared tropical rainforest (B) adjacent to the Biosphere Lacandonian rainforest reserve. Panel C illustrates the sampling design, namely the three hillslopes and the distribution of the 7 sampling locations within each hillslope.

### 2.3. Statistical analysis

Differences in biomass, litter thickness and soil moisture and the different nutrient contents

between the relief positions and hillsides were analyzed using ANOVAs. Spearman correlation coefficients were calculated and statistically tested to assess the association between maximum and average temperatures with litter thickness, biomass load, and soil moisture. The temperature series recorded during the 15 days before the fire were analyzed using an additive decomposition of the time series (Venables and Ripley 2002), assuming the day as the unit of the cycle. Thus, each temporal series of data was decomposed into three components: general trend, seasonal component (daily cycle), and a random component. The seasonal component of each monitored point was assumed as the daily temperature cycle at the site. A control baseline for the soil temperature daily cycle was established by aggregating the data series from points located in forested areas. The 95% envelope (confidence interval) for this baseline during the day was bounded by the 0.025 and 0.975 quantiles of temperature observations in 5-minute increments. Similarly, the envelope of temperature variability in open areas was established by aggregating observations from open areas by both hillside and position along the hillside. Temperature variability as a function of hillside (aspect) and position along hillside was compared with the baseline, declaring statistically significant differences for the times of the day when the 95% envelopes did not overlap with the control envelope. Lastly, 95% envelopes of each hillside and each position were used for evaluating the statistical significance of temperature anomalies during the day of the burn.

### **3. Results**

#### *3.1. Soil temperature before burning*

Temperature at 10 cm depth did not change during the burn at any site, therefore we only analyze in detail the recorded temperatures at 1 cm depth. Mean temperature under forest cover was cooler ( $25.84 \pm 0.55^{\circ}\text{C}$ ) than in the logged hillsides (hillside 1:  $27.24 \pm 0.02^{\circ}\text{C}$ ; hillside

2:  $28.11 \pm 0.03^{\circ}\text{C}$ ; hillside 3:  $29.47 \pm 0.18^{\circ}\text{C}$ ). Also, the soil was moister ( $46.62\% \pm 14.5$ ) inside the forest than in the cleared areas ( $38.38\% \pm 14.00$ ). The daily mean anomaly of soil temperature in the forested areas was in the range  $-1$  to  $1^{\circ}\text{C}$  with respect to the daily mean, with maximum temperatures recorded from 15 to 18 h day time. In contrast, daily mean anomaly of soil temperature in the three experimental open hillsides varied from  $-3$  to  $5.5^{\circ}\text{C}$  with respect to the daily mean. The variability of the temperature daily cycle showed differential patterns according to hillside, with higher variability at hillside 2 (oriented towards the south), reaching average anomalies between  $-4^{\circ}\text{C}$  during the night and early morning, and up to  $6^{\circ}\text{C}$  over the daily mean between 12 and 16 h day time. In contrast, hillsides 1 and 3 showed milder variations with average anomalies between  $-2$  and  $4^{\circ}\text{C}$ .

Temperature variability at hillsides 1 and 3 were statistically different from the control forested areas mostly during the early morning and the afternoon, whereas at hillside 2 significant differences also occurred during the night (Fig. 2).

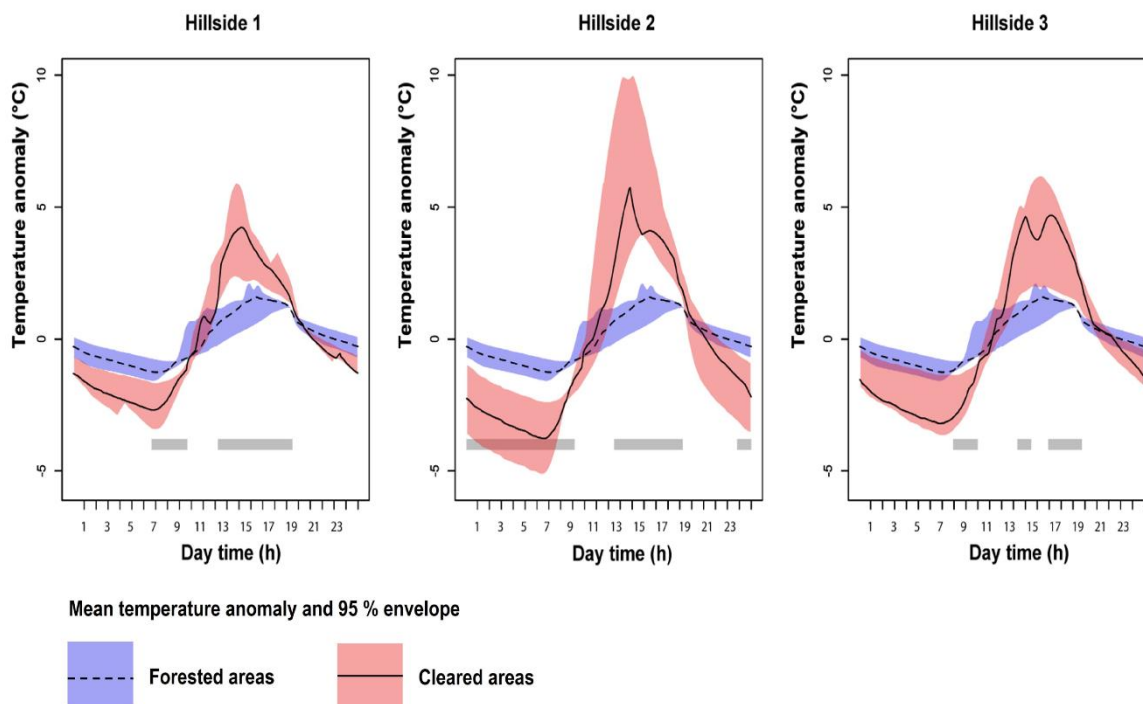


Fig. 2. Daily mean anomaly of soil temperature before the burn in forested (blue) and cleared



(red) experimental hillsides. Gray bands in the lower part of the panels highlight day times when the temperature between the control and experimental areas were statistically different ( $P < 0.05$ , lack of overlap between 95% confidence intervals).

The amplitude of the daily temperature cycle of the soil along the hillsides was largest at the crest and shoulder positions (positions 1 and 2, respectively) and smallest at the backslope positions (positions 3 to 5), with the foot slope (positions 6 and 7) showing intermediate daily temperature ranges. The amplitude of the average temperature daily cycles at positions 1 and 2 was around 10 °C (crest and shoulder), and below 5 °C for positions 3, 4, 5, 6 and 7 (backslope to footslope). Positions 2, 3, 4 and 5 located at the shoulder and backslope of the hillside were characterized by more hours of significant differences in temperature anomaly. The crest of the hillsides showed a larger variability with respect to the lower relief positions, whereas temperature patterns of positions 3 and 4 were more similar to the forested site (Fig. 3).

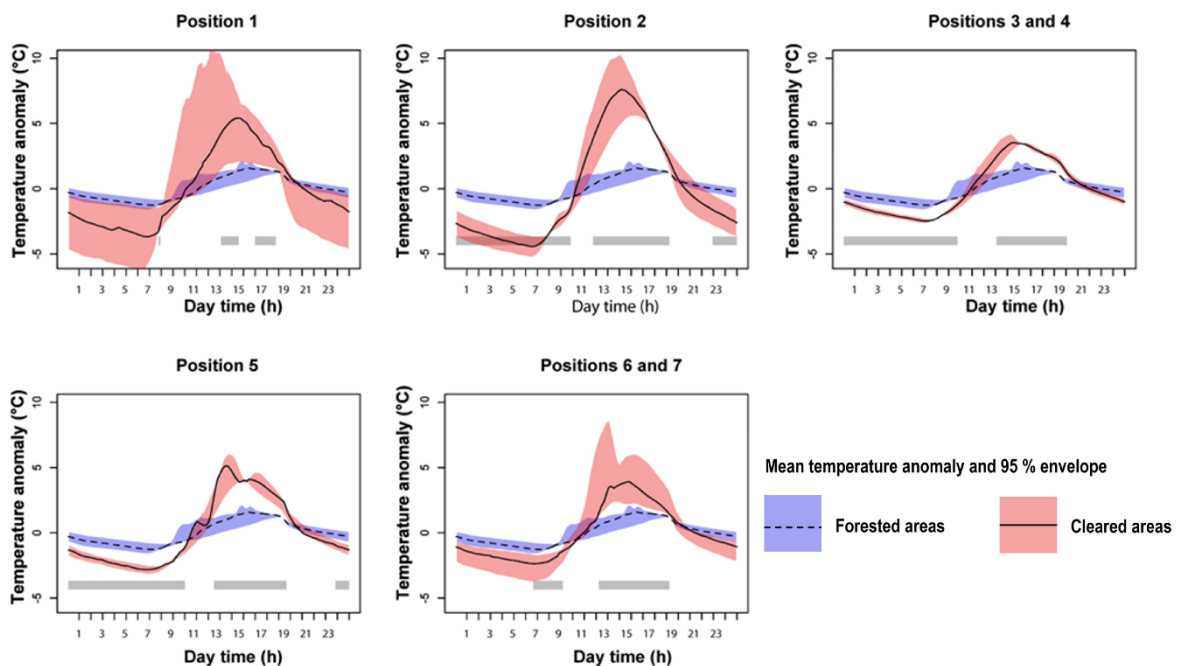


Fig. 3. Soil temperature daily cycle for forested control and experimental hillsides discriminated by hillside position before the burn. Gray bars in the bottom of each panel highlight statistically different temperature patterns during the day.

The middle point of the hillside (position 4) had the largest accumulation of litter biomass and the greatest soil moisture. There were significant differences in litter biomass ( $F_{(2, 20)} = 6.034, P = 0.015$ ) and soil moisture ( $F_{(2, 20)} = 6.34, P = 0.013$ ) between hillside 2 and 3. However, there were no significant differences among relief positions ( $P > 0.05$ ), due to the large variability (SE) between sampling points at each site (Fig. 4). Litter biomass and soil moisture were not correlated with neither maximum soil temperature nor mean soil temperature before the fire. However, we found a negative relation between soil moisture and mean soil temperature during fire ( $r = -0.644, P = 0.007$ ).

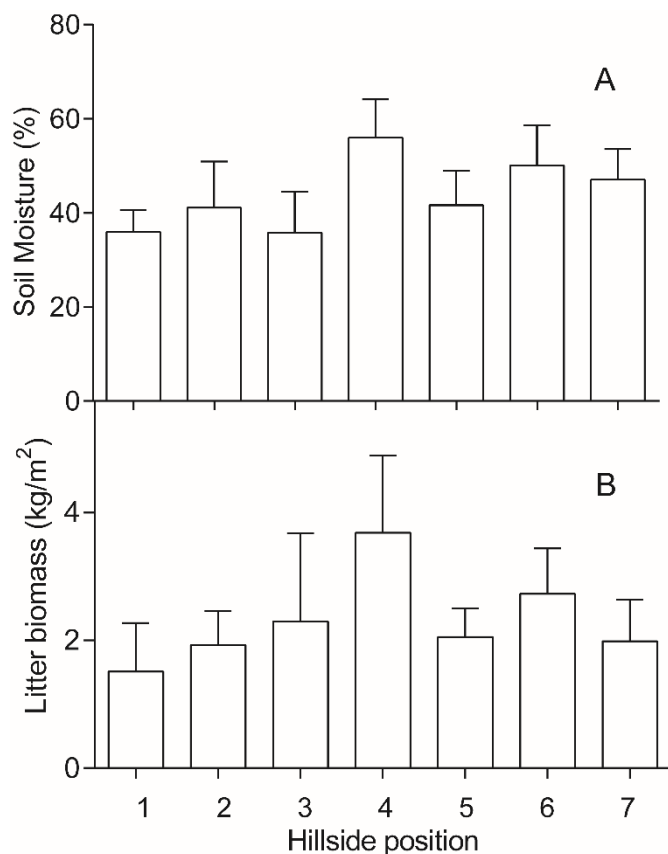


Fig. 4. Litter biomass (A) and soil moisture(B) along the three hillsides and the different relief positions from the top to the bottom close to a creek. Positions 1 and 2 were at the crest and shoulder of the hillside and positions 6 and 7 at the toe slope, sites 3, 4 and 5 were located at the backslopes of the hills. Mean values ( $n = 3$ )  $\pm$  s.e.

At hillside 1 more than 30% of the sampling sites were covered by branches <50 cm, while particles of 50-100 and > 100 cm were less frequent. At hillside 3 fewer sites were covered by branches, and among these a larger frequency of branches between 50 and 100 cm was recorded. Hillside 2 was covered with branches of all size classes and also showed a larger frequency of litter layers > 5 cm (Fig. 5). Most of the litter was located at the back slope and toe slope (Fig. 6).

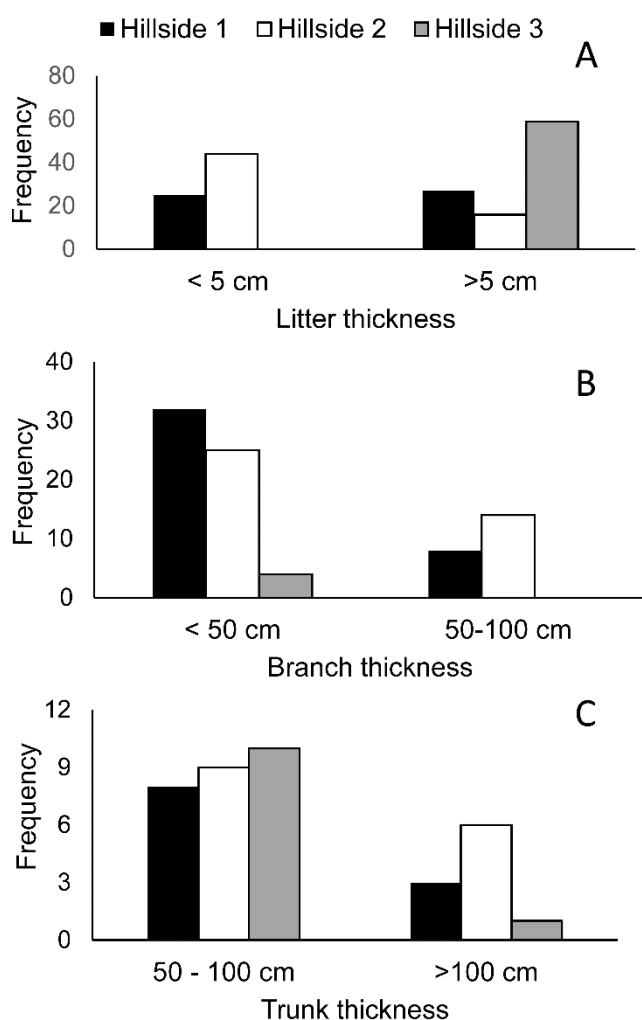
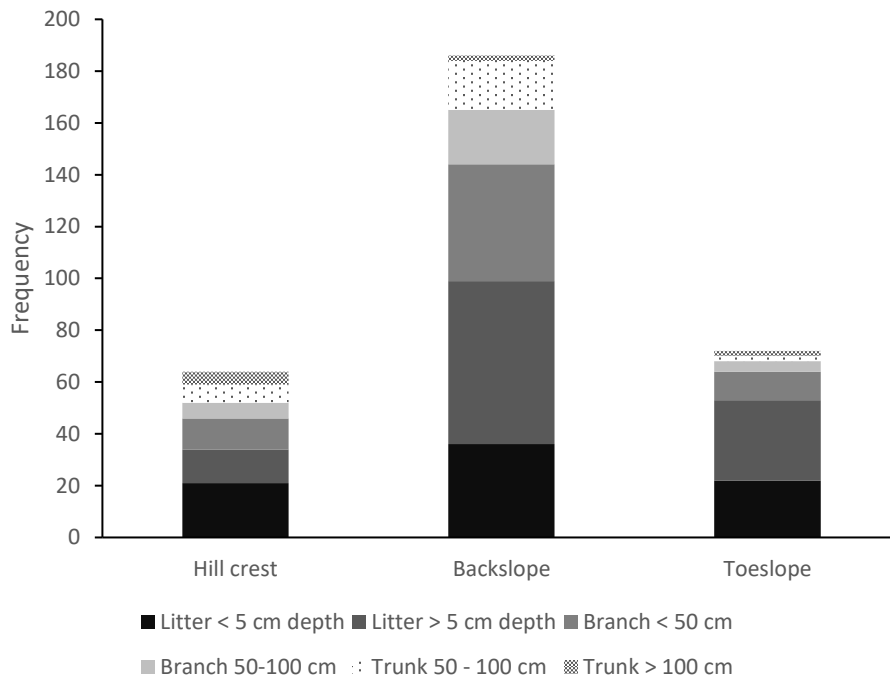


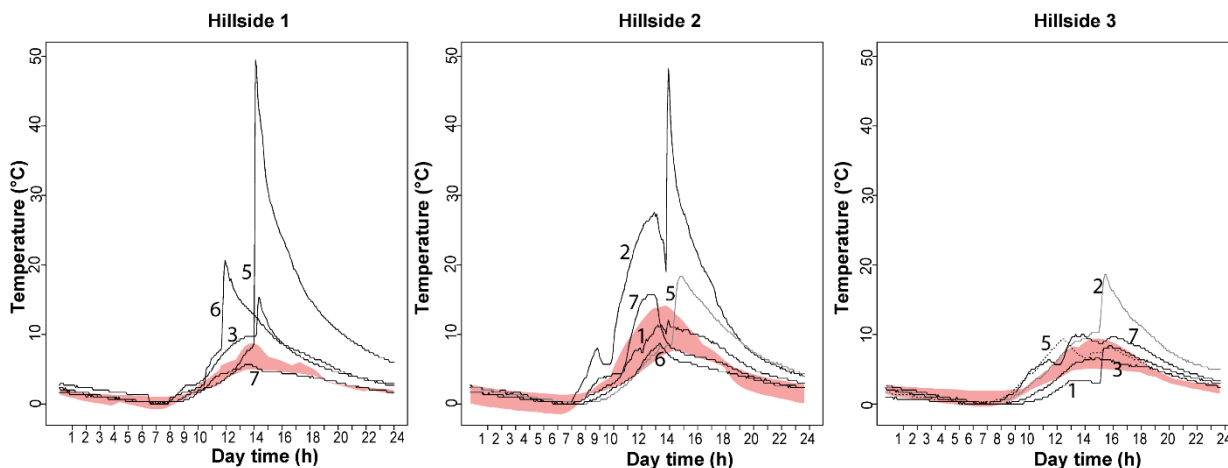
Fig. 5. Frequency of litter thickness, branch and trunk thickness. N= 63, 76, 60 for hillsides 1, 2 and 3, respectively. Measurements were taken each meter along a Canfield line at each hillside.



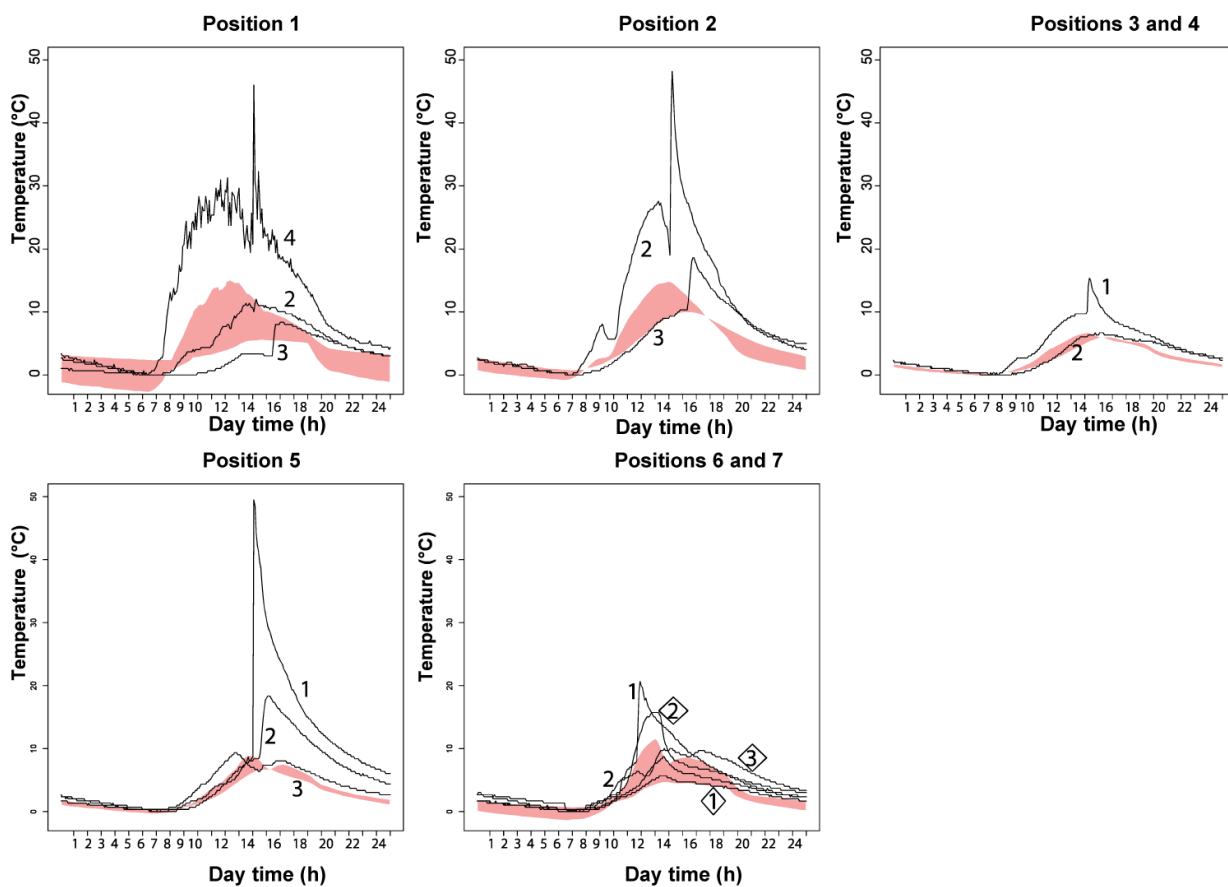
**Fig. 6.** Frequency of litter thickness, branch and trunk thickness at three positions of the hillslope.

### 3.2. Soil temperature during burning

Soil temperature sharply increased during burning at hillsides 1 and 2, reaching 50 °C, while for hillside 3 only one sampling location registered temperatures higher than the daily variation (Fig. 7). No clear pattern in temperature behavior could be identified in relation to the position along the hillside (Fig. 8); at crest and shoulder positions as well as at lower backslope positions we recorded the largest temperature increases during fire, while middle backslope and toeslope positions had the smallest.



**Fig. 7.** Soil temperature variation during burning at seven sampling locations (numbered lines) along each hillside. The red shadow indicates the daily temperature variation during the previous 15 days.



**Fig. 8.** Soil temperature variability during the day of the burn at the different hillsides (numbered lines) by hill slope position. The red shadow indicates the temperature range during the previous 15 days.

### 3.3 Effects of the fire on litter and soil nutrient contents

Logging did not alter neither the pH nor the concentrations of C and nutrients in the litter layer nor the soil (Table 1), while the burn clearly affected the pH and element concentrations in the litter layer, but not in the soil. In the litter layer the C and N concentrations decreased by 35 and 24%, respectively, after the burn. The pH of the litter layer increased by 1.5 units, and the concentrations of total Ca, Mg, K and P increased 2-fold (Ca and Mg) and 3-fold (K and P).

Table 1. Soil properties of the control and before and after the burn (mean value plus minus standard deviation)

	Control (n = 8)	Before burn (n = 18)	After burn (n = 18)	
Soil	Electric Conductivity			
	( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	428.17 $\pm$ 170.37	657.88 $\pm$ 624.48	648.83 $\pm$ 286.12
	pH H <sub>2</sub> O	5.91 $\pm$ 0.69	6.13 $\pm$ 0.55	6.28 $\pm$ 0.5
	pH KCl 1M	5.45 $\pm$ 0.48	5.41 $\pm$ 0.55	5.79 $\pm$ 0.71
	C (g kg <sup>-1</sup> )	108.28 $\pm$ 30.67	113.91 $\pm$ 81.41	78.55 $\pm$ 30.46
	N (g kg <sup>-1</sup> )	8.87 $\pm$ 2.48	8.70 $\pm$ 4.87	6.10 $\pm$ 2.87
	Total Ca (g kg <sup>-1</sup> )	14.75 $\pm$ 3.12a	19.83 $\pm$ 16.66	15.26 $\pm$ 5.49
	Total Mg (g kg <sup>-1</sup> )	16.53 $\pm$ 3.79	20.76 $\pm$ 2.91	21.66 $\pm$ 2.74
	Total K (g kg <sup>-1</sup> )	4.76 $\pm$ 1.49 <sup>a</sup>	5.64 $\pm$ 2.00 <sup>ab</sup>	5.27 $\pm$ 1.24 <sup>b</sup>
	Total P (g kg <sup>-1</sup> )	0.55 $\pm$ 0.11	0.86 $\pm$ 0.51	0.68 $\pm$ 0.16
	Ca int (g kg <sup>-1</sup> )	6.30 $\pm$ 1.22	6.4 $\pm$ 1.73	6.94 $\pm$ 1.58
	Mg int (g kg <sup>-1</sup> )	1.75 $\pm$ 0.16	2.47 $\pm$ 0.96	2.6 $\pm$ 0.88

	K int (g kg <sup>-1</sup> )	0.21 ± 0.03	0.31 ± 0.17	0.35 ± 0.13
	P Bray (g kg <sup>-1</sup> )	0.0080 ± 0.0033	0.0094 ± 0.0081	0.0138 ± 0.0090
	Ammonium (g kg <sup>-1</sup> )	0.0412 ± 0.0217	0.0328 ± 0.0343	0.0503 ± 0.0522
	Nitrate (g kg <sup>-1</sup> )	0.0489 ± 0.0182	0.0413 ± 0.0268	0.0600 ± 0.0418
	pH	5.97 ± 0.73 <sup>a</sup>	6.15 ± 0.63 <sup>a</sup>	7.45 ± 0.74 <sup>b</sup>
	C (g kg <sup>-1</sup> )	409.55 ± 23.51 <sup>a</sup>	385.98 ± 49.86 <sup>a</sup>	251.72 ± 115.87 <sup>b</sup>
	N (g kg <sup>-1</sup> )	17.12 ± 2.96	16.28 ± 2.26	12.45 ± 5.87
Litter/Ash	Total Ca g kg <sup>-1</sup> )	36.32 ± 9.80 <sup>a</sup>	36.93 ± 9.34 <sup>a</sup>	77.71 ± 42.28 <sup>b</sup>
	Total Mg g kg <sup>-1</sup> )	5.62 ± 0.69 <sup>a</sup>	7.8 ± 2.91 <sup>a</sup>	15.57 ± 8.03 <sup>b</sup>
	Total K g kg <sup>-1</sup> )	5.84 ± 1.60 <sup>a</sup>	5.68 ± 1.77 <sup>a</sup>	18.09 ± 12.61 <sup>b</sup>
	Total P g kg <sup>-1</sup> )	0.8 ± 0.08 <sup>a</sup>	1.05 ± 0.28 <sup>a</sup>	2.47 ± 1.39 <sup>b</sup>

## 4. Discussion

### 4.1. Soil temperature before burning

Before the burn, the amplitude of the daily soil temperature cycle in our experimental observations was mainly controlled by the conservation or disturbance of the forest. The topsoil is the layer most exposed to solar radiation, and it experiences a considerable temperature change during the day (Bhumralkar, 1975). Consistently with these premises, wider temperature anomalies were found at disturbed sites, mainly at midday. This difference has been poorly documented in ecological studies of rainforests, although it is naturally related to canopy protection of the soil. Our results show that the difference of soil temperature between forested and cleared areas is of ~5°C, coinciding with differences reported for other areas at noon time (Vazquez-Yanes and Orozco-Segovia, 1982b). Aboveground cover of the soil (i.e., vegetation, litter, etc.) affects soil temperature and can modify its capacity to retain water

independently from the physical properties of the soil (Cantón, Solé-Benet and Domingo, 2004). While sun radiation has a great influence on soil moisture content and soil temperature, this effect is not substantial under canopy or below crop residues (Teasdale and Mohler, 1993; Carlson, Gillies and Perry, 1994; Norman, Kustas and Humes, 1995).

In our study, differences in the daily cycle of soil temperature were found among the three hillsides. However, there was not an apparent relation between the recorded temperatures and slope, aspect, or exposure of the hillside. We expected that hillside 1, which is oriented towards the south, would be the driest and hottest, while hillside 2, which is oriented towards the north would be moister and cooler. This pattern was not observed possibly due to the low latitude of the study site ( $16^{\circ}13' N$ ), which did not evidence a hillside effect. Hillside 2 had the lowest soil moisture of the three hillsides, especially in relation to hillside 3, a pattern that probably resulted from the quantity and quality of biomass covering the soil after cutting. The quality of the biomass covering the soil is associated to the thickness of the litter layer, and the abundance of trunks and branches. At hillside 2 areas with a thin litter layer are more frequently found, than at hillsides 1 and 3, which had thicker litter layers. Therefore, high temperatures of hillside 2 can be explained by less solar protection caused by the widely distributed thin litter layer. Regarding the position within the slope, the hill crest and the hill shoulder (positions 1 and 2) are more exposed to insolation than the lower positions, independently of the biomass laying on top of the soil. The distribution of litter differed among positions along the hillsides. The highest accumulation of litter took place in the middle part of the hillsides (3 and 4), favoring cooler temperatures during the day in relation to the other positions. This coincides with the fact that position 4 was the wettest along the hillsides, followed by positions 6 and 7, which were at lower altitude and closer to the small stream. Horizontally, soil moisture variability mostly depends on topography, soil depth, and soil physical properties (texture and porosity) (Cantón, Solé-Benet and Domingo, 2004; Mello *et al.*, 2011; Gwak and Kim, 2017) (see



supplementary data). Additionally, within hillslopes, soil moisture variability depends on the field capacity of the soil (Famiglietti, Rudnicki and Rodell, 1998). Under wet conditions, porosity and hydraulic conductivity determine soil moisture, while under dry conditions relative elevation, slope, exposition and clay content are the determinant factors. This is also important considering that a negative linear correlation has been reported between soil surface and volumetric water content within the first centimeters of the soil profile (Idso *et al.*, 1975). In fact, we observed this relationship between soil moisture and temperature during the fire. Moreover, in this study, it was evident that the concave slope shape at the medium section, favored the accumulation of biomass, which in turn preserves soil moisture and therefore dampens soil temperature.

#### *4.2. Soil temperature during burning*

In the studied area, farmers usually allow the biomass to dry for about 4 weeks after slashing and before the burn. Weather conditions during this time interval are crucial for the fire, because any rain event will moisture the biomass hindering a good burn. During the time lapse in which the study site vegetation was drying, an unexpected rain event of 286.9 mm over 6 days wetted the trunks, branches and litter. The National Commission of Water of Mexico declared that rains in the last days of April were above the mean monthly precipitation for this area (CONAGUA, 2015). The burn was performed 4 days after the rain stopped with a mean air temperature of 35.44°C and a mean relative humidity of 47.5%. Related to this fact, the accumulation of rain water on the different sections of the hillsides did not correspond to the expected moisture pattern according to slope position at each hill, which assumes drier conditions at the crest and shoulder and more moist ones at the toeslopes. Factors such as the microslopes, litter coverage, soil quality (texture, structure and organic matter content), and closeness to the creek affected the fuel quantity and the soil moisture content. The highest temperatures (50°C) at one centimeter depth were reached at hillslopes 1 and 2. In both cases

most of the sites surpass the daily temperature of the past 15 days. For hillside 3 this only happened at the position 2 of the hillside. We did not find a clear pattern of temperatures reached during the fire along the hillsides. This could also occur because fire did not start at the same time nor at the same place since local farmers randomly distribute lit matches over the field.

Additionally, it should be noted that seven sensors did not record the fire temperatures since the location in which they were placed, was flooded during the rain event prior to the burn and water penetrated the data loggers. This indirectly indicates which places retained more water for the longest time. For example, the small depression of hillcrest 1 in which water accumulated after the rain event and flooded all microdata loggers except for the one located at the uppermost position.

It is very important to know how soil temperature and moisture behave along a hillside, since these are two of the main factors that affect plant development and ecosystem soil dynamics (Lal, 1974; Skopp, Jawson and Doran, 1990). The decomposition degree of organic compounds (i.e. glucose) by microorganisms increases with soil temperature, and with it the CO<sub>2</sub> efflux rises, too (Karhu *et al.*, 2011). Likewise, temperature controls the decomposition and mineralization of soil organic matter (Leirós *et al.*, 1999; Curiel Yuste *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2008) and the mineralization of nitrogen (Knoepp and Swank, 2002). However, moisture and substrate availability finally define the mineralization rates of both C and N (Knoepp and Swank, 2002; von Lützow and Kögel-Knabner, 2009) which usually take place between 22 and 35°C in the case of N (Nicolardot, Fauvet and Chenby, 1994).

Climate and human activity are important drivers of forest fires in tropical forests. However, fire intensity depends on many other factors such as the forest vertical and horizontal structure, its composition and the stored biomass (Krawchuk *et al.*, 2009). Dry tropical forests typically get burned seasonally during the driest period of the year when most of the plants have lost

their leaves (Cochrane and Schulze, 1999). Ellingson *et al.* (2000) found that temperatures during a slash burning in a tropical dry forest in Mexico reached mean superficial temperatures of 800°C, 300°C at 1 cm and 100°C at 3 cm of soil depth, respectively. Likewise, in a Bolivian tropical dry forest Kennard and Gholz (2001) reported fire temperatures of 704°C and 227°C at 3 cm of soil depth. On the other hand, in tropical rain forests, where the climate is much more humid, fire events should be rare (Cochrane, 2003b). However, at present they occur more frequently than expected as a consequence of human disturbance that fragments and alters the properties of this kind of vegetation (Hantson, Pueyo and Chuvieco, 2015). In a tropical Amazonian rain forest Carvalho *et al.* (1995) found that soil surface average temperature was 927°C and 227°C at 3 cm depth. This temperature corresponds to a fire in a rainforest four months after logging. Although there are numerous studies that document the relationship between temperature and change in soil nutrients (Certini, 2005a), there are few studies that examine the behavior of soil temperature during a forest fire or an agricultural fire in tropical rainforests. In our experiment, soil temperatures during the fire are lower than those reported in the literature. This could be explained by the heavy rain that occurred for several days only four days before burning was applied. The rain dampened the surface biomass and the soil, which caused a fire of low intensity. In addition, the heterogeneity in the fuel spatial arrangement determines the intensity of the fire and the severity of the damage to the biota, so that the soil temperature can have a wide variation in the terrain and behaves differently in different patches (Rab, 1996). Therefore, it is important to note that all these factors could explain the behavior of soil temperature at our study site.

## **5. Conclusions**

Fire temperature and soil moisture are relevant variables to study since they are two of the main factors that affect plant development and ecosystem dynamics. We found that vegetation cover on the control sites maintains the soil cooler and moister compared to the logged area. In addition to precipitation, the slope position plays an important role on soil humidity, as we found differences on temperature and moisture in different hillside positions. On the other hand, the temperature in the soil during an agricultural burning depends on fuel distribution and moisture, but also on the humidity of the soil. However, in our case we observed a low intensity burn in this tropical rainforest, which only affected the first centimeter of the soil. Further, we did not observe a clear pattern of soil temperature behavior during the burn with respect to the slope position, amount of fuel and soil moisture. This could be due to the extraordinary rain event previous to the burn, which probably masked the soil moisture effect. Yet, we observed that the temperature during the burn was largest at hillcrest and shoulders in comparison to backslopes and toeslopes, since the former were the driest locations along the hillside. We recommend to monitor more burns and to increase the number of samples to reveal this pattern. Finally, we emphasize the need to conduct studies on the behavior of soil temperature in tropical rainforests, given the perspective of a global climate change scenario and the fragmentation and deterioration of these forests, which probably will increase the number of forest fires in the future.

## **Acknowledgments**

S. M. Juárez Orozco acknowledges that this paper was a part of her doctoral thesis and thanks to the “Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de Mexico.” The authors are grateful to the Geology Institute of the Universidad Nacional Autónoma de Mexico for all of the facilities provided. I am also thankful with Moises Morejón, Luis Pedrero and

Armando Navarrete, Antonio and Gilberto Jamangape for their help in the field and Dr. Lucy Mora, Dr. Kumiko Shimada, Ms. Sc. Arturo Atilano Alvarado, Quim. Juventino Lozano and Moises Morejón for their support in laboratory analysis for their support in laboratory analysis.

### Funding

The author(s) disclosed receipt of the following financial support for the research, authorship, and/or publication of this article: This research was supported by the DGAPA-UNAM-PAPIIT Grant No. IN221613-3, “Capacidad de sostén y resiliencia de unidades geoecológicas manejadas como jardines forestales en las tierras bajas mayas”. The participation of S. Juárez-Orozco was supported by a CONACyT scholarship (Becario #210650).

### References

- Bhumralkar, C.M. 1975. Numerical experiments on the computation of ground surface temperature in an atmospheric general circulation model. *Journal of Applied Meteorology*, **14**(7): 1246–1258. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1975\)014<1246:NEOTCO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1975)014<1246:NEOTCO>2.0.CO;2).
- Bradstock, R. and Auld, T. 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: Consequences for legume germination and fire management in South-Eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, **32**(1): 76–84. <https://doi.org/10.2307/2404417>
- Bradstock, R.A. et al. 1992. Soil temperatures during bushfires in semi-arid, mallee shrublands. *Australian Journal of Ecology*, **17**(4): 433–440. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1992.tb00826.x>.
- Burrows, N.D. 1999. A soil heating index for interpreting ecological impacts of jarrah forest fires. *Australian Forestry*, **62**(4): 320–329. <https://doi.org/10.1080/00049158.1999.10674799>.
- Campbell, G.S. et al. 1995. Soil temperature and water content beneath a surface fire. *Soil Science*, **159**(6): 363–374.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A. and Domingo, F. 2004. Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology*, **285**(1–4): 199–214. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.08.018>.
- Carlson, T.N., Gillies, R.R. and Perry, E.M. 1994. A method to make use of thermal infrared temperature and NDVI measurements to infer surface soil water content and fractional vegetation cover. *Remote Sensing Reviews*, **9**(1–2): 161–173. <https://doi.org/10.1080/02757259409532220>.
- Carvalho, J.A. et al. 1995. A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the Manaus region. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, **29**(17): 2301–2309.
- Catchpole, E.A., Catchpole, W.R. and Rothermel, R.C. 1993. Fire behavior experiments in mixed fuel complexes. *International Journal of Wildland Fire*, **3**(1): 45–57. <https://doi.org/10.1071/WF9930045>.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, **143**(1): 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>.

- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, **421**(6926): 913–919. <https://doi.org/10.1038/nature01437>.
- Cochrane, M.A. and Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, **31**, 2–16.
- CONAGUA 2015. Reporte del Clima en México. Mexico City. Consultado el 15 de noviembre de 2016.
- Conklin, H.C. 1961. The Study of Shifting Cultivation. *Current Anthropology*, **2**(1): 27–61. <https://doi.org/10.1086/200160>.
- Curiel Yuste, J. et al. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, **13**(9): 2018–2035. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x>.
- Daniel, T.W., Helms, J.A. and Baker, F.S. 1979. Principles of Silviculture. Utah State University.
- DeBano, L.F., Rice, R.M. and Conrad, C.E. 1979. Soil heating in chaparral fires: Effects on soil properties, plant nutrients, erosion, and runoff, USDA Forest Service Research Paper PSW-145, pp. 1–21.
- Doerr, S.H. et al. 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, **13**(2): 157–163. <https://doi.org/10.1071/WF03051>
- Ellingson, L.J. et al. 2000. Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning, and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, **137**(1–3): 41–51. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00311-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00311-4).
- Famiglietti, J.S., Rudnicki, J.W. and Rodell, M. 1998. Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake hill. *Texas Journal of Hydrology*, **210**(1–4): 259–281. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00187-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00187-5).
- Ghuman, B.S. and Lal, R. 1989. Soil temperature effects of biomass burning in windrows after clearing a tropical rainforest. *Field Crops Research*, **22**(1): 1–10. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(89\)90083-X](https://doi.org/10.1016/0378-4290(89)90083-X).
- González-Pérez, J.A. et al. 2004. The effect of fire on soil organic matter —a review. *Environment international*, **30**(6): 855–70. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>.
- Granged, A.J.P. et al. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, **164**(1–2): 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.017>.
- Gwak, Y. and Kim, S. 2017. Factors affecting soil moisture spatial variability for a humid forest hillslope. *Hydrological Processes*, **31**(2): 431–445. <https://doi.org/10.1002/hyp.11039>.
- Hantson, S., Pueyo, S. and Chuvieco, E. 2015. Global fire size distribution is driven by human impact and climate. *Global Ecology and Biogeography*, **24**(1): 77–86. <https://doi.org/10.1111/geb.12246>.
- Herrick, J.E. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology*, **15**(1): 75–83. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00073-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00073-1).
- Idso, S.B. et al. 1975. Remote sensing of surface soil water status. *Journal of Geophysical Research*, **80**(21): 3044–3049.
- Iverson, L.R. and Hutchinson, T.F. 2002. Soil temperature and moisture fluctuations during and after prescribed fire in mixed-oak forests, USA. *Natural Areas Journal*, **22**(4): 296–304.
- Juárez-Orozco, S.M., Siebe, C. and Fernández and Fernández, D. 2015. Causes and effects of forest fires in tropical rainforests: A bibliometric approach. *Tropical Conservation Science*, **10**: 1–14. <https://doi.org/10.1177/1940082917737207>.
- Karhu, K. et al. 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity - Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **140**(1–2): 309–313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.005>.
- Keeley, J.E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, **18**(1): p. 116. <https://doi.org/10.1071/WF07049>.
- Kennard, D.K. and Gholz, H.L. 2001. Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, **234**(119): 119–129.

<https://doi.org/10.1023/A:1010507414994>

- Knoepp, J.D. and Swank, W.T. 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, **36**(3): 177–182. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90165-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90165-1).
- Krawchuk, M.A. et al. 2009. Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. *PLoS ONE* **4**(4): p. e5102. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005102>.
- Lal, R. 1974. Soil temperature, soil moisture and maize yield from mulched and unmulched tropical soils. *Plant and Soil*, **40**(1): 129–143. <https://doi.org/10.1007/BF00011415>.
- Leirós, M.C. et al. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, **31**(3): 327–335. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00129-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00129-1).
- Li, H. et al. 2008. Significance of soil temperature and moisture for soil respiration in a Chinese mountain area. *Agricultural and Forest Meteorology*, **148**(3): 490–503. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.10.009>.
- von Lützw, M. and Kögel-Knabner, I. 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition-what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, **46**(1): 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00374-009-0413-8>.
- Martínez-Ramos, M. et al. 2016. Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, **48**(6): 745–757. <https://doi.org/10.1111/btp.12382>.
- Mataix Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales: contribución a su conservación y regeneración. Universidad de Alicante.
- Medellin, R.A. and Equihua, M. 1998. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology*, **35**(35): 13–23. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00272.x>.
- Mello, C.R. et al. 2011. Spatial distribution of top soil water content in an experimental catchment of Southeast Brazil. *Scientia Agricola*, **68**(3): 285–294. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162011000300003>.
- Miranda, A.C. et al. 1993. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **9**(3): 313–320. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>.
- Mukul, S.A. and Herbohn, J. 2016. The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. *Environmental Science and Policy*, **55**: 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.005>.
- Nicolardot, B., Fauvet, G. and Chenby, D. 1994. Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at various temperatures. *Soil Biology and Biochemistry*, **26**(2): 253–261. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90165-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90165-1).
- Norman, J.M., Kustas, W.P. and Humes, K.S. 1995. Source approach for estimating soil and vegetation energy fluxes in observations of directional radiometric surface temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, **77**(3–4): 263–293. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(95\)02265-Y](https://doi.org/10.1016/0168-1923(95)02265-Y).
- Padoch, C. and Pinedo-Vasquez, M. 2010. Saving slash-and-burn to save biodiversity. *Biotropica*, **42**(5): 550–552. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x>.
- Rab, M.A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, **84**, 159–176. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(96\)03740-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(96)03740-1)
- Ramírez Trejo, M. R., et al. 2010. Effect of fire on the germination of spores of *Pteridium caudatum*, an invasive fern. *Journal of Tropical Ecology*, **26**(4): 457–465. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000118>.
- Ribeiro Filho, A. A. et al. 2015. Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics: A meta-analysis. *Soil Use and Management*, **31**(4): 474–482. <https://doi.org/10.1111/sum.12224>.

- Satyam-Verma, S.J. 2012. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, **2**(3): 168–176.
- Scotter, D.R. 1970. Soil temperatures under grass fires. *Australian Journal of Soil Research*, **8**(3): 273–279. <https://doi.org/10.1071/SR9700273>.
- Skopp, J., Jawson, M. and Doran, J. 1990. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Science Society of America Journal*, **54**(6): 1619–1625. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400060018x>.
- Skovsgaard, J.P. and Vanclay, J.K. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, **81**(1): 13–31. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>.
- Teasdale, J.R. and Mohler, C.L. 1993. Light transmittance, soil temperature, and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. *Agronomy Journal*, **85**(3): p. 673. <https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500030029x>.
- Vázquez-Yanes, C. and Orozco-Segovia, A. 1982. Seed germination of a tropical rain forest pioneer tree (*Heliocarpus donnell-smithii*) in response to diurnal fluctuation of temperature. *Physiologia Plantarum*, **56**(3): 295–298. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1982.tb00341.x>.
- Zermeño-Hernández, I. 2008. Evaluación del disturbio ecológico provocado por diferentes tipos de uso agrícola del suelo en una región tropical húmeda. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Zuloaga-Aguilar, S. et al. 2016. Response of soil seed bank to a prescribed burning in a subtropical pine-oak forest. *International Journal of Wildland Fire*, **25**(9): 946–954. <https://doi.org/10.1071/WF15194>.



**Appendix**

Table A.1. Soil characteristics on the sampled slopes

Slope	Point	Texture	Moisture (%)	Field capacity (%)	ECP
1	1	Loam-Clay Loam	42	40-45	97
1	2	Clay loam	43.3	45	109
1	3	Clay loam	36.2	45	108
1	4	Loam-Silty clay	42.2	40-48	130
1	5	Loam-Clay Loam	43	40-45	104
1	6	Loam-Clay Loam	67.1	40-45	100
1	7	Clay loam	38.1	45	114
2	1	Loam-Clay Loam	26.9	40-45	104
2	2	Loam-Silt loam	23.1	40-41	84
2	3	Loam-Clay Loam	20.5	40-45	114
2	4	Clay Loam	55.4	45	119
2	5	Clay Loam	28.2	45	123
2	6	Clay	40	54	127
2	7	Clay	43.3	54	152
3	1	Clay Loam	38.9	45	124
3	2	Clay Loam-Clay	56.9	45-54	123
3	3	Clay	50.7	54	128
3	4	Clay	70.4	54	109
3	5	Clay	53.6	54	122
3	6	Clay Loam	43.2	45	130
3	7	Clay	59.7	54	124
4	1	Loam-Silty clay	27.4	40-48	112

4	2	Loam-Silty clay	58.7	40-48	145
4	3	Clay	77.2	54	152
4	4	Silty clay	63.9	48	118
1c	1	Loam-Clay Loam	55.9	40-45	101
1c	2	Clay	32.9	54	120
1c	3	Silty clay	46.8	48	123
2c	1	Clay Loam	44.4	45	113
2c	2	Clay Loam	46.6	45	117
2c	3	Clay	52.9	54	126
3c	1	Clay	27.2	54	95
3c	2	Clay Loam	18.7	45	120
3c	3	Loam-Silty clay	20.1	40-48	108

---

## DISCUSIÓN GENERAL

De acuerdo con la FAO (2020), en el mundo los incendios forestales han causado la pérdida de alrededor de 350 millones de hectáreas de vegetación, de las cuales entre 150 y 250 millones de hectáreas corresponden a bosques tropicales húmedos. Esto aunado a que desde el inicio del siglo XXI la tasa de deforestación fue de  $5.8 \pm 1.4$  millones de hectáreas de bosque tropical (Achard *et al.*, 2002), pone a los bosques tropicales húmedos como uno de los ecosistemas más amenazados. Además, existe una retroalimentación positiva, entre número de incendios y el cambio climático global (Flannigan *et al.*, 2009). Este aspecto ha cobrado una gran relevancia, en especial para los bosques tropicales, que se encuentran entre los ecosistemas con más alta diversidad y mayor captura de carbono, en el mundo. México no ha sido la excepción a esta amenaza, ya que sus bosques tropicales están inmersos en una problemática compleja provocada por la deforestación y la alta presión de cambio de uso de suelo (CONABIO, 1995b; de Jong *et al.*, 2000), la cual es atribuida en las décadas recientes a una economía globalizada, por lo que hay que preparar una estrategia que promueva la conservación de los ecosistemas y la producción de alimentos (Lambin y Meyfroidt, 2011).

En los siguientes años se prevé un incremento en el número de incendios ante un inminente cambio climático global, la fragmentación de los bosques tropicales y la actividad antrópica (Román-Cuesta, Gracia y Retana, 2003). Por lo tanto, en este estudio consideramos que para entender la problemática generada por los incendios es necesario estudiarlos a nivel multiescala, para comprender el fenómeno a nivel global a partir del uso de herramientas bibliométricas, a nivel regional con el uso de imágenes satelitales y a una escala local, a partir del estudio del comportamiento de la temperatura del suelo y el cambio en los nutrientes realizadas antes y durante una práctica de roza, tumba y quema en un acahual de la localidad de Marqués de Comillas, Chiapas.

La aproximación multiescalar nos permitió: 1) conocer las tendencias y vacíos en la investigación de los incendios forestales de los bosques tropicales húmedos; con lo que se creó un marco de referencia global que ayudó a contextualizar la dinámica de incendios en México y sus posibles efectos en la región de estudio; 2) analizar la dinámica espacio-temporal en el sureste de México, haciendo un énfasis en los bosques tropicales húmedos y 3) evaluar el efecto de la calidad de sitio, como una variable que pudiera explicar con mayor precisión la probabilidad de un sitio a incendiarse, y el comportamiento de la temperatura del suelo antes y después de la quema así como sus efectos sobre los nutrientes del suelo.

## Patrón del régimen de incendios

La vegetación ha estado sometida al fuego a lo largo de la historia. Sin embargo, las tasas de recuperación más bajas se presentan después de quemas para convertir bosques a campos agrícolas (Cole, Bhagwat y Willis, 2014). Lawrence *et al.* (2010) encontraron que la tasa de recuperación de la biomasa disminuye 9.3% con cada ciclo agrícola y por consiguiente también disminuye el secuestro de carbono. Fenómenos climáticos como el periodo del Niño en 1997-98 incrementan los incendios en los trópicos, los cuales quemaron 10,000 km<sup>2</sup> de bosques tropicales húmedos de la Amazonia brasileña. La Amazonia nuevamente se quemó en 2005 como resultado de una de las sequías más prominentes de su historia y en el año de 2010 se repitió el mismo escenario devastando muchas más hectáreas. En 2022, un año menos severo que los anteriores, se documentaron 984 incendios que quemaron 1 millón de hectáreas. Durante este año, el 71% de los incendios ocurrieron en áreas recientemente deforestadas. En particular, destaca el aumento en el número de incendios y la crisis ambiental de esta región durante la política ambiental de Jair Bolsonaro (enero de 2019-diciembre de 2022) (Loulault, 2020). A pesar de los alarmantes datos en la Amazonia, el área quemada en Latinoamérica no ha aumentado tanto como en otras regiones con bosque tropical húmedo del mundo, como en el sur de África, el sudeste de Asia y Australia (Giglio, Randerson y van der Werf, 2013; Souza-Alonso *et al.*, 2022). Como complemento de esta información encontramos que las causas del cambio de uso de suelo de bosques difieren y/o han cambiado entre regiones. En la Amazonia brasileña y boliviana se cambió para incrementar las áreas de cultivo de soya (Finer, Costa y Villa, 2022), mientras que para Indonesia el cambio se produjo para ampliar las plantaciones de palma de aceite (Mareeh *et al.*, 2022). Por otro lado, en África la mayoría de los incendios forestales no se reportan, pero su prevalencia está asociada con prácticas del uso agropecuario de la tierra y a tradiciones y cultos que usan el fuego (Archibald, 2016).

En México y el mundo la agricultura de roza, tumba y quema (RTQ) sostiene de 300 a 500 millones de personas y a nivel global cubre el 30% de la superficie agrícola (Brady, 1996). En la Amazonia se ha encontrado que ahora vemos bosque intacto en áreas que antes estuvieron densamente pobladas y cultivadas (Heckenberger *et al.*, 2008). Mientras que, en Asia, la práctica de RTQ se ha llevado a cabo en algunos bosques tropicales por miles de años, con bajos impactos a la biodiversidad (Fox *et al.*, 2010). El impacto de esta práctica sobre la biota y el suelo (Attri, Dhiman y Sarvade, 2020) es mayor cuando se acortan los ciclos de barbecho como resultado del incremento de la demanda agrícola (Lawrence, Peart y Leighton, 1998; Gehring, Denich y Vlek, 2005). Las tierras bajo rotación de cultivo son la mitad de

productivas después de cinco ciclos y prácticamente improductivas después de 10 ciclos. Por otro lado, en un meta-análisis hecho a partir de investigaciones con registros paleoecológicos para estudiar los cambios en este tipo de ecosistemas en los últimos 20 mil años (Cole, Bhagwat y Willis, 2014), se encontró que el tiempo promedio en el que se regenera el 95% del componente arbóreo del bosque tropical húmedo es de 200 años. Sin embargo, a partir de este análisis encontraron también que la riqueza de especies de la Amazonia puede recuperarse en un cuarto de tiempo más que la biomasa

En cuanto al análisis regional de la distribución y el patrón geoespacial de los puntos de calor detectados con el sensor MODIS (producto MOD14) se identificaron las áreas del sureste de México en las que existen agrupaciones de puntos de calor, los cuales corresponden a anomalías térmicas como incendios, quemas (áreas urbanas, agrícolas o pastizales) y en una cantidad mínima otros objetos (p. e. mecheros de refinerías). Los datos de nuestro estudio muestran que los puntos de calor no son un fenómeno aleatorio, ya que se distribuyen de forma agregada en el sureste del país, lo cual coincide con estudios como el de Zuñiga-Vázquez *et al.* (2017) y Simental y Pompa (2016).

En México, de 1970 a 2020 se presentaron en promedio 7077 incendios al año los cuales quemaron 270, 967 ha. Los años más críticos según la SEMARNAT (2022) fueron: 1998, 2011 y 2017. Zuñiga-Vázquez *et al.* (2017) identificaron al sureste de México como una región con una alta agrupación de puntos de calor, lo cual constatamos en este estudio e identificamos con mayor detalle las zonas de alta densidad de puntos de calor, las cuales ocurrieron predominantemente en Chiapas, Campeche y Yucatán lo cual coincide con otros estudios. Por ejemplo, Rosales (2019) calculó que para el 2017 se quemaron 130 mil hectáreas en la península de Yucatán. Entre los incendios de alto impacto reportados en la literatura en esta región con bosques tropicales húmedos están los de la selva del Ocote en Chiapas en 1998 y 2003 y también en Campeche para el último año (Maldonado-Méndez, Rodríguez-Trejo y Guízar-Nolazco, 2009). Incluso zonas boscosas dentro de reservas como Palenque y Lagunas de Montebello en Chiapas han sido afectadas por los incendios (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta, 2006).

El reconocimiento de las áreas con agregaciones de puntos de calor a escala regional nos permitió identificar la dinámica espacio-temporal de los incendios forestales y quemas en el sureste del país. Una gran proporción de los puntos de calor cayó en zonas agrícolas y ganaderas las cuales ocupan una basta porción del sureste mexicano. Por ejemplo, a partir de los puntos de calor se identificó que el estado de Campeche fue una entidad con una alta actividad en el uso del fuego, a pesar de ser el estado con menos reportes de incendios por la

CONAFOR. Nuestro estudio mostró una gran cantidad de puntos de calor incluso en áreas cercanas a la reserva de la biósfera de Calakmul, la cual es la segunda zona con mayor extensión de bosques tropicales en América (Gobierno de México, 2018).

### **Factores determinantes de los incendios forestales en los bosques tropicales húmedos**

El estudio bibliométrico nos permitió confirmar que las actividades antrópicas son la principal causa de incendios en el mundo y en México el 32% de éstos son producto de actividades ilícitas. Este hecho ha conducido al reclamo generalizado de conservar a nivel global los bosques tropicales mediante un manejo sustentable, en lugar de continuar con otros tipos de aprovechamiento del suelo como el pastoreo o la agricultura intensiva (DeWalt, Maliakal y Denslow, 2003; Marín-Spiotta, Ostertag y Silver, 2007). También se identificó que la deforestación y los conflictos con la asignación de las tierras son dos causas determinantes de los incendios en los bosques tropicales. Las diversas amenazas actúan sinérgicamente y aditivamente (Brook, Sodhi y Bradshaw, 2008). Por ejemplo, la deforestación incrementa la incidencia de incendios y la fragmentación facilita la entrada de especies invasoras (Spiller y Schoener, 1990; Scariot, 1999). Entre los atributos de los incendios que afectan a los bosques están la duración y la severidad del incendio y el uso al que se somete el terreno después de la quema. Además, como resultado del incremento de temperatura asociado al cambio climático global (Davidson *et al.*, 2012) se prevé que en las siguientes décadas aumentará la frecuencia de incendios, impactando la distribución de las especies tropicales y reduciendo el área de estos ecosistemas (Stork *et al.*, 2009).

En el estudio de la escala regional, se identificó una concordancia entre los mapas de deforestación y el de frecuencia de incendios. Dicho fenómeno también ha sido observado en diversas regiones del mundo con bosque tropical húmedo en las cuales existe una fuerte relación entre la pérdida de cobertura forestal y los incendios. Adrianto *et al.* (2019) encontraron que en Indonesia el 70% de los puntos de calor coinciden con procesos de deforestación y en la Amazonia más del 90% de los incendios están asociados con la pérdida de cobertura forestal para ampliar los campos agrícolas (Xu *et al.*, 2021). Se estima que entre las décadas de los ochentas y noventas el 22% de los bosques tropicales húmedos fueron deforestados por incendios, producidos en un 58% por el cambio de uso de suelo a pastizales y el 10% a agricultura (Maser, Ordoñez y Dirzo, 1997). Lamentablemente, la tendencia en la pérdida de cobertura forestal en los bosques tropicales en México continua y se sigue asociando con incendios. Por ejemplo, en el estado de Quintana Roo se considera que la causa principal del cambio en la cobertura forestal son los incendios forestales (Ellis, Romero Montero y

Hernández Gómez, 2017).

Asimismo, en la escala regional encontramos que la distribución de puntos de calor es mayor en áreas con vegetación secundaria herbácea y arbustiva por lo que tienen mayor probabilidad de presentar incendios. Como se mencionó previamente, las quemas de acahuales por roza, tumba y quema son prácticas comunes en la región, no obstante, el uso del fuego para ampliar la frontera agrícola ha afectado de manera importante a diferentes tipos de vegetación incluyendo los bosques tropicales. Por ejemplo, la quema de cientos de fragmentos en la Reserva de la Biósfera de Montes Azules en Chiapas responde a las quemas agrícolas que ocurren principalmente en las zonas de influencia de la reserva, pero se llegan a extender a zonas protegidas (Manzo-Delgado y López-García, 2020).

En la escala local se observó que las condiciones climáticas alrededor de las prácticas de roza, tumba y quema son cruciales, ya que cualquier evento de lluvia humedece la biomasa y dificulta el proceso de la quema. De la misma forma los suelos se humedecen, y permanecen húmedos dependiendo de los atributos del suelo en cuestión (textura, estructura, porosidad, densidad aparente). En nuestro sitio de estudio los suelos se encuentran en lomeríos bajos de lutita-arenisca, corresponden a cambisoles y acrisoles, los cuales tienden a retener agua y suelen presentar deficiencias de drenaje (Celedón-Muñiz, 2006). Esto es relevante ya que se sabe que en los primeros centímetros del suelo a mayor volumen de agua la temperatura del suelo disminuye (Idso *et al.*, 1975). Por otro lado, en condiciones secas la humedad del suelo depende, entre otros factores, del contenido de arcilla, el cual sabemos que es alto en nuestra área de estudio (Celedón-Muñiz, 2006). En este trabajo observamos que el efecto de la quema ocurrió únicamente en el primer centímetro del suelo, por lo que la retención de humedad en éste es relevante para determinar cómo se calienta el suelo durante el paso del fuego. En este caso, la precipitación previa a la quema impidió que la temperatura del suelo alcanzara temperaturas más altas que las registradas a pesar de que para la mayoría de los puntos superaron el promedio de la temperatura diaria. Además, es importante reconocer que el proceso azaroso en el que los campesinos iniciaron la quema en distintos puntos de la parcela pudo haber influido en que no se encontrara ningún patrón en las temperaturas registradas en la quema a lo largo de las laderas. Las temperaturas detectadas durante la quema en Marqués de Comillas, en este estudio, difícilmente podrían ser detectadas por los sensores MODIS.

Por otra parte, observamos que la temperatura del suelo durante un incendio forestal o una quema agrícola depende de la distribución del combustible y de la humedad del suelo y el combustible. La cobertura vegetal y el mantillo amortiguan el incremento de temperatura del suelo a lo largo del día. En nuestro caso, las anomalías de temperaturas más amplias fueron

encontradas en los sitios perturbados que en los conservados con mayor cobertura arbórea. Por lo tanto, la diferencia de 5°C de anomalía de temperatura encontrada entre el sitio perturbado y el conservado podría tener implicaciones no sólo en la química del suelo, sino también en la biota. La humedad del suelo dependió de la microtopografía del sitio, la biomasa acumulada sobre el suelo y de la cercanía a un riachuelo. Aunque el mantillo forma parte del combustible que se quemará durante un incendio o quema, encontramos que entre mayor era el espesor y la cantidad de mantillo depositado sobre el suelo, los suelos se encontraban más húmedos y frescos en relación a sitios con escaso o nulo mantillo. No obstante, la distribución del mantillo depende de su ubicación en las laderas, que en nuestro caso fue en las partes medias de la ladera, permitiendo temperaturas más frescas y húmedas con respecto a otras posiciones. De hecho, las máximas temperaturas durante la quema ocurrieron en la cresta y los hombros de la ladera los cuales fueron los sitios con menor humedad.

### **Efectos de los incendios en los bosques tropicales húmedos**

En el análisis bibliométrico encontramos que los efectos del fuego sobre el suelo están predominantemente reportados para quemas agrícolas. Por ejemplo, la práctica de roza, tumba y quema suele estar asociada con graves repercusiones ambientales, pero en realidad los efectos de su realización dependen de la intensidad de la quema o el tiempo de barbecho. En este sentido, gran parte de los estudios se enfocan en los cambios en la fertilidad del suelo (Mukul y Herbohn, 2016), los cuales consisten principalmente en un incremento del pH y una disminución en los contenidos del carbono y el nitrógeno. No obstante, los cambios que se den en los nutrientes del suelo dependerán de las temperaturas alcanzadas, aunque éstas raramente se reportan en los estudios. En el caso de incendios en los bosques tropicales húmedos, la conclusión a la que se llega es que se pierde una gran cantidad de nutrientes almacenados en la biomasa aérea (Certini, 2005b). No obstante, hay pocos estudios relacionados a lo que sucede con los nutrientes incorporados en el suelo tiempo después de que ha ocurrido el incendio, ya que éstos se pueden perder por procesos de erosión. Por otra parte, en el caso de la vegetación los incendios afectan la riqueza y diversidad de especies, así como su composición, promoviendo un incremento en especies de plantas herbáceas, lianas y helechos (Randrianarison *et al.*, 2015). Desafortunadamente, también se ha llegado a la conclusión de que la recuperación de la diversidad y productividad de estos bosques es un proceso que puede llevar décadas o no suceder.

A nivel regional, la gran cantidad de puntos de calor en la región refleja la alta actividad de quemadas e incendios de una región en la que se encuentran los últimos fragmentos de bosques



tropicales húmedos y secos de México. Knox y Clarke (2012) encontraron algunos ensamblajes de especies en bosques tropicales húmedos que son resilientes a un solo incendio catastrófico. Sin embargo, la recuperación del bosque hacia su estado original se vuelve más difícil conforme los incendios se vuelven recurrentes. En cuanto a la recuperación de biomasa, Gehring *et al.* (2005) encontraron que después de un incendio un bosque tropical conservado tardó 25 años en acumular su biomasa original. El incremento de biomasa puede estar acompañado de un aumento en la densidad de algunas especies de plantas, aunque las diferencias más significativas se presentan en la composición, diversidad y en su distribución de tamaños (Gehring, Denich y Vlek, 2005; Ding *et al.*, 2012). De hecho, ahora se sabe que el 30% de los bosques tropicales húmedos y el 40% de los bosques tropicales secos que se han quemado no se regeneran (Maser, Ordoñez y Dirzo, 1997). Por ello, es de suma importancia la identificación de sitios clave en los cuales se concentran los puntos de calor alrededor o en zonas con este tipo de vegetación. El trabajo de esta tesis doctoral contribuye a la identificación de estas áreas y puede ser considerado por tomadores de decisiones para enfocar los esfuerzos en las áreas con altas densidades de puntos de calor que son recurrentes durante diferentes años.

El cambio producido por incendios en las propiedades físicoquímicas del suelo ha sido estudiado bajo distintas circunstancias y en diferentes ecosistemas alrededor del mundo (Terefe y Kim, 2020; Thong *et al.*, 2020; Laskar *et al.*, 2021). En México, Celedón- Muñiz (2006) describió que después de la roza, tumba y quema de un acahual en Marqués de Comillas, Chiapas no se presentaron cambios físicos en el suelo, pero sí encontró disminución en el contenido de C total, N total y disponible, P total y disponible, K total y bases intercambiables materia orgánica y pH del suelo. Sus resultados son similares a los nuestros a escala local, ya que en nuestro estudio encontramos disminución del C total y N total en el mantillo, pero no hubo cambio en estos nutrientes en el suelo. Por lo que podríamos asumir que cierta proporción de las quemas agrícolas en esta región son de baja intensidad y con pocos beneficios en la incorporación de nutrientes al suelo. A pesar de que existen muchos estudios que comparan los cambios físicoquímicos del suelo después de quemas agrícolas, son pocos estudios los que abordan la variación diaria de la temperatura del suelo y su comportamiento durante y después del paso del fuego. Por otro lado, los procesos erosivos subsecuentes a los incendios frecuentemente se consideran como el daño más importante causado por éstos por la pérdida de carbono (Certini, 2005b). De acuerdo con Griffiths y Philippot (2013), la resistencia y la resiliencia del suelo dependen básicamente de la estructura físicoquímica del suelo, la cual se sostiene a su vez de la comunidad microbiana y la de los invertebrados. Sin embargo, se sabe que los suelos de los lomeríos bajos de la región estudiada son los más susceptibles a la

degradación debido a que comúnmente son destinados a potreros o acahuales (Celedón-Muñiz, 2006).

### **Recomendaciones generales y aplicación práctica de los resultados**

Nuestro estudio permitió identificar los países con bosques tropicales húmedos con mayor número de publicaciones estudiando las causas y efectos de los incendios forestales sobre este tipo de vegetación y cuáles han sido los temas más explorados. Esto permitirá a los investigadores y tomadores de decisiones de cada región evaluar si existe la necesidad estudiar este fenómeno dependiendo de las necesidades de cada zona. El análisis de los puntos de calor resulta interesante para identificar sitios a nivel regional con incendios recurrentes en el tiempo. Sin embargo, las futuras investigaciones a nivel regional se pueden centrar en mejorar la detección de los incendios forestales disminuyendo los errores de comisión y de omisión. Los errores de omisión se producen cuando el sensor no detecta incendios de baja intensidad o incendios enmascarados por las nubes o áreas con una alta densidad de árboles. Para evitar errores de omisión por nubes se puede utilizar simultáneamente los productos MOD14 y MOD06. Éste último proporciona la información sobre la cobertura de nubes en el área de interés. Por otro lado, en los últimos años, nuevas generaciones de satélites permiten el estudio de los incendios con mayor resolución temporal y espacial, por lo que se recomienda estudiar las nuevas tendencias de los patrones espacio-temporales de los incendios con los nuevos productos (i.e. GOES-16 ABI y MSG-11 SEVIRI (Chuvieco et al., 2020)). De hecho, los datos de radar de apertura sintética (SAR) provista por los satélites Sentinel 1A y B son capaces de obtener información sin la interferencia de nubes, cuentan con 10 m de resolución, un tiempo de revisita de 1 a 12 días y son descargables de forma gratuita (David et al., 2022), por lo que, representan una gran oportunidad para mejorar el estudio de los incendios forestales, en diversas partes del mundo, en particular, los bosques tropicales húmedos. Si se posee una detección precisa de los incendios forestales, en particular para sistemas con alta nubosidad,

una de las necesidades de investigación es entender los patrones y sinergias de los incendios forestales con otros fenómenos como la deforestación y el cambio climático global. Por ejemplo, en los bosques tropicales húmedos de diversas regiones existe una relación entre la deforestación y los incendios ya que la apertura de claros modifica el microclima y reduce la humedad del combustible. Determinar el patrón en el que ocurre este fenómeno y su magnitud es fundamental para los tomadores de decisiones. Por último, en la escala local encontramos que la temperatura durante la quema fue mayor en la superficie cumbral y los hombros de ladera (áreas más secas) en comparación con la parte baja de ladera. Por lo tanto, recomendamos monitorear más quemas y aumentar el número de muestras para confirmar que este patrón se repite en otras áreas.

El análisis bibliométrico realizado en este trabajo identificó las regiones y los temas más estudiados en el campo de estudio de los incendios forestales, así como los huecos de información en este campo de investigación a nivel global. Además, esta revisión nos permitió comprender la relevancia de los diferentes enfoques de escala y las brechas en las ciencias que estudian el efecto fuego en distintos atributos del suelo o la vegetación y los factores causales de los incendios forestales en los bosques tropicales húmedos. A escala regional, nuestro estudio contribuye al entendimiento de la extensión, frecuencia y variación de anual de los incendios en los bosques tropicales húmedos del sureste México, lo cual puede ayudar a los tomadores de decisiones a enfocarse en las áreas con alta frecuencia de puntos de calor. Finalmente, a escala local este trabajo permite entender cómo la calidad de sitio afecta la temperatura que alcanza el suelo durante una práctica de roza tumba y quema de un bosque tropical húmedo, lo cual es sumamente relevante para entender el efecto de los incendios en el suelo y los seres vivos.

## CONCLUSIONES GENERALES

- El considerable incremento de incendios en los bosques tropicales húmedos se refleja en el aumento de la literatura científica que describe sus causas y sus efectos.
- El análisis bibliométrico realizado ayudó a identificar huecos en el estudio de los incendios en bosques tropicales húmedos, lo cual fue punto de referencia para trabajos subsecuentes. Lo que se refleja en 75 citas a la fecha.
- Nuestro estudio deja claro que los incendios solos o actuando sinérgicamente con otros factores se han convertido en las últimas décadas en una clara amenaza para los bosques tropicales húmedos.
- La distribución y el patrón geoespacial de los puntos de calor detectados con el sensor MODIS (MOD14) en la región del sureste mexicano muestra que los puntos de calor no son un fenómeno aleatorio, ya que se distribuyen de forma agregada.
- La utilización de los puntos de calor MODIS se puede complementar con los registros de incendios de la CONAFOR, aunque, esta base de datos presenta errores de omisión en la localización de los incendios.
- El reconocimiento de las áreas con agregaciones de puntos de calor a escala regional permitió identificar que una gran proporción de los puntos de calor se encuentra en zonas agrícolas y ganaderas del sureste mexicano.
- Hay una alta frecuencia de puntos de calor, incluso en áreas cercanas a las reservas de Calakmul y Montes Azules.
- Hay un gran parecido entre los mapas de deforestación y los mapas de puntos de calor obtenidos en este estudio.
- La tendencia en la pérdida de cobertura forestal en los bosques del sureste de México es un proceso continuo y se sigue asociando con incendios.
- La distribución de puntos de calor muestra que áreas con vegetación secundaria herbácea y arbustiva son las que tienen más probabilidad de presentar incendios.
- Debido a la alta nubosidad que existe en algunas zonas de la región o que algunas quemadas pueden ser de baja intensidad es probable que cierto porcentaje no esté siendo detectado por el sensor MODIS.
- El trabajo de esta tesis doctoral contribuye a la identificación de estas áreas y puede ser tomado por tomadores de decisiones para enfocar los esfuerzos en las áreas con altas

densidades de puntos de calor que son recurrentes durante diferentes años.

- Hay pocos estudios que midan la temperatura antes y durante una práctica de roza, tumba y quema de un acahual y que incluyan la variación diaria de la temperatura del suelo y su comportamiento durante y después del paso del fuego.
- Nuestros resultados mostraron que la humedad del suelo cambia con respecto a la posición del relieve. La amplitud de la temperatura diaria es mayor en las áreas taladas que en las áreas conservadas.
- Durante la quema solo la capa superficial del suelo presentó cambios en temperatura, pero el aumento registrado durante la quema fue menor a los 40°C.
- El contenido de humedad del suelo se correlacionó negativamente con la temperatura máxima durante la quema. A pesar de que las cargas de combustible y el espesor de la hojarasca son determinantes de la intensidad del fuego, estas variables no se relacionaron con la topografía.
- En cuanto al cambio en los nutrientes, después de la roza, tumba y quema encontramos disminución del C total y N total en el mantillo, pero no hubo cambios en otras propiedades químicas del suelo.
- En las quemas de baja intensidad en los lomeríos bajos de Marqués de Comillas hay pocos beneficios en cuanto a la incorporación de nutrientes al suelo, sobre todo si se considera que las lluvias frecuentes en la zona pueden hacer que se pierdan los nutrientes de la capa superficial.

### **Recomendaciones**

- Es de suma importancia la identificación de sitios clave en los cuales se concentran los puntos de calor alrededor o en zonas con bosque tropical húmedo.
- Es necesario hacer hincapié en que durante la temporada de incendios forestales se deben concentrar los esfuerzos de prevención y supresión de incendios en las áreas con altas concentraciones de puntos de calor cercanas a sitios de vegetación natural.
- Se recomienda combinar este recurso con registros terrestres como el de la CONAFOR o con el producto MOD06 para evaluar la cobertura de nubes o utilizar sensores con mejor resolución espacial, temporal y térmica como las imágenes Radar o VIIRS.
- Es recomendable realizar pruebas de validación del producto con la última colección de MOD14 para tener un mayor grado de certeza de cómo ocurre la dinámica de incendios.
- Para el estado de Quintana Roo, es deseable hacer un análisis más detallado de la

nubosidad y cómo afecta este la percepción de los puntos de calor del sensor MODIS.

- Recomendamos monitorear más quemas y aumentar el número de muestras para confirmar que este patrón que encontramos en la temperatura del suelo (mayor en la superficie cumbre y el hombro de la ladera y menor en la parte más baja de ésta) se repite en otras áreas.
- Finalmente, para futuros estudios se recomienda medir también la temperatura después de la quema, y si es posible bajo otras condiciones climáticas.

### Literatura Citada

- Achard, F. et al. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, **297**(5583): 999–1002. <https://doi.org/10.1126/science.1070656>
- Adrianto, H. A. Spracklen, D. V. y Arnold, S. 2019. Relationship between fire and forest cover loss in Riau province, Indonesia between 2001 and 2012. *Forests*, **10**(10): 889. <https://doi.org/10.3390/f10100889>
- Archibald, S. 2016. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **371**(1696): 20150346. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>
- Attri, V., Dhiman, R. y Sarvade, S. 2020. A review on status, implications and recent trends of forest fire management. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, **5**(4): 592–602. <https://doi.org/10.26832/24566632.2020.0504024>
- Brady, N. C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **58**(1): 3–11. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(96\)00650-0](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(96)00650-0)
- Brook, B. W., Sodhi, N. S. y Bradshaw, C. J. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**(8): 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Chuvienco, E. et al. 2020. Satellite remote sensing contributions to wildland fire science and management. *Current Forestry Reports*, **6**(2): 81–96. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00116-5>
- Celedón-Muñiz, H. 2006. Impacto del sistema agrícola de roza, tumba y quema sobre las características del suelo en la selva Lacandona de Chiapas. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, **143**, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Cole, L. E., Bhagwat, S. A y Willis, K. J. 2014. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature Communications*, **5**: 3906. <https://doi.org/10.1038/ncomms4906>
- CONABIO. 1995. Reservas de la biósfera y otras áreas naturales protegidas de México Primera edición. INE - SEMARNAP.
- David, R. M., Rosser, N. J. y Donoghue, D. N. 2022. Remote sensing for monitoring tropical dryland forests: a review of current research, knowledge gaps and future directions for Southern Africa. *Environmental Research Communications*, **4**(4): 042001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ac5b84>
- Davidson, E. A. et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, **481**(7381): 321–328. <https://doi.org/10.1038/nature10717>
- de Jong, B. H. et al. 2000. Carbon Flux and Patterns of Land-Use/Land-Cover Change in the

- Selva Lacandona, Mexico. *AMBIO*, **29**(8): 504. [https://doi.org/10.1639/0044-7447\(2000\)029\[0504:CFAPOL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2000)029[0504:CFAPOL]2.0.CO;2)
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K. y Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, **182**(1–3): 139–151. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00029-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00029-X)
- Ding, Y., Zang, R., Liu, S., He, F. y Letcher, S. G. 2012. Recovery of woody plant diversity in tropical rain forests in southern China after logging and shifting cultivation. *Biological Conservation*, **145**(1): 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.009>
- Ellis, E. A., Romero Montero, J. A. y Hernández Gómez, I. U. 2017. Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*, **10**. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020– Key findings. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- Finer, M., Costa, H. y Villa, L. 2022. Fuegos en la Amazonia 2022. MAAP: 168.
- Flannigan, M. D. et al. 2009. Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire*, **18**(5): 483. <https://doi.org/10.1071/WF08187>
- Fox, J. C. et al. 2010. Assessment of aboveground carbon in primary and selectively harvested tropical forest in Papua New Guinea. *Biotropica*, **42**(4): 410–419. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00617.x>
- Gehring, C., Denich, M. y Vlek, P. L. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, **21**(5): 519–527. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002543>
- Giglio, L., Randerson, J. T. y van der Werf, G. R. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **118**(1): 317–328. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20042>
- Gobierno de México. 2018. Reserva de la biósfera Calakmul. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/reserva-de-la-biosfera-calakmul-157277?idiom=es>
- Griffiths, B. S. y Philippot, L. 2013. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiology Reviews*, **37**(2): 112–129. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x>
- Heckenberger, M. J. et al. 2008. Pre-Columbian urbanism, anthropogenic landscapes, and the future of the Amazon. *Science*, **321**(5893): 1214–1217. <https://doi.org/10.1126/science.1159769>
- Idso, S. B., Schmugge, T. J., Jackson, R. D. y Reginato, R. J. 1975. Remote Sensing of Surface Soil Water Status. *Journal of Geophysical Research*, **80**(21): 3044–3049.
- Knox, K. J. y Clarke, P. J. 2012. Fire severity, feedback effects and resilience to alternative community states in forest assemblages. *Forest Ecology and Management*, **265**, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.025>
- Lambin, E. F. y Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**(9): 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Laskar, S. Y. et al. 2021. Variations in soil organic carbon content with chronosequence, soil depth and aggregate size under shifting cultivation. *Science of The Total Environment*, **762**: 143114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143114>
- Lawrence, D., Peart, D. R. y Leighton, M. 1998. The impact of shifting cultivation on a rainforest landscape in West Kalimantan: Spatial and temporal dynamics. *Landscape Ecology*, **13**(3): 135–148. <https://doi.org/10.1023/A:1007985915187>

- Lawrence, et al. 2010. Untangling a decline in tropical forest resilience: Constraints on the sustainability of shifting cultivation around the globe. *Biotropica*, **42**(1): 21–30.
- Loulault, F. 2020. La política ambiental del gobierno Bolsonaro. *Les Études Du CERI*, (245–246): 16–24.
- Maldonado-Méndez, M. L., Rodríguez-Trejo, D. A. y Guízar-Nolazco, E. 2009. Reducción en riqueza de especies arbóreas por incendios en la Reserva Selva El Ocote, Chiapas. *Ciencia Forestal en México*, **34**(106): 127–148.
- Manzo-Delgado, L. L. y López-García, J. 2020. Spatial and temporal analyses of burned areas 1998, 2003 and 2015 in Montes Azules biosphere reserve, Chiapas, Mexico. *Bosque*, **41**(1): 11–24. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000100011>
- Mareeh, H. Y. et al. 2022. Sustainability and profitability of Malaysia crude palm oil supply chain management: System dynamics modelling approach. *Nankai Business Review International*. <https://doi.org/10.1108/NBRI-01-2022-0003>
- Marín-Spiotta, E., Ostertag, R. y Silver, W. L. 2007. Long-term patterns in tropical reforestation: Plant community composition and aboveground biomass accumulation. *Ecological Applications*, **17**(3): 828–839. <https://doi.org/10.1890/06-1268>
- Masera, O. R., Ordoñez, M. J. y Dirzo, R. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long term scenarios. *Climatic Change*, **35**(3): 265–295. <https://doi.org/10.1023/A:1005309908420>
- Mukul, S. A. y Herbohn, J. 2016. The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. *Environmental Science and Policy*, **55**: 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.005>
- Randrianarison, A. et al. 2015. Linking historical land use to present vegetation and soil characteristics under slash-and-burn cultivation in Madagascar. *Applied Vegetation Science*, **19**: 40–52. <https://doi.org/10.1111/avsc.12202>
- Román-Cuesta, R. M., Gracia, M. y Retana, J. 2003. Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and Non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications*, **13**(4): 1177–1192. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)13\[1177:EAHFIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)13[1177:EAHFIF]2.0.CO;2)
- Román-Cuesta, R. M. y Martínez-Vilalta, J. 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: Case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*, **20**(4): 1074–1086. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00478.x>
- Rosales-Sánchez, Y. 2019. Estado de áreas afectadas por incendios forestales y dispersión de aerosoles emitidos. Tesis de maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A. C.
- Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*, **87**(1): 66–76. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00332.x>
- SEMARNAT, CONAFOR y Gerencia de Incendios Forestales. 2022. Número de incendios forestales por entidad federativa. [https://gisviewer.semarnat.gob.mx/bol/07\\_2104/](https://gisviewer.semarnat.gob.mx/bol/07_2104/). Consultado el 15 de noviembre de 2021.
- Simental, A. J. y Pompa, M. 2016. Incendios forestales: autocorrelación espacial de topografía y temporalidad. *Ciencia UANL*, **19**(77): 41–45.
- Souza-Alonso, P. et al. 2022. Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from the last two decades. *Forest Ecology and Management*, **509**: 120083. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120083>
- Spiller, D. A. y Schoener, W. 1990. A terrestrial field experiment showing the impact of eliminating top predators on foliage damage. *Letters to Nature*, **343**: 469–471.
- Stork, N. E. et al. 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology*, **23**(6): 1438–1447. <https://doi.org/10.1111/j.1523->



1739.2009.01335.x

- Terefe, B. y Kim, D. G. 2020. Shifting cultivation maintains but its conversion to monocropping decreases soil carbon and nitrogen stocks compared to natural forest in Western Ethiopia. *Plant and Soil*, **453**(1-2): 105-117. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03942-0>
- Thong, P., Sahoo, U. K., Thangjam, U. y Pebam, R. 2020. Pattern of forest recovery and carbon stock following shifting cultivation in Manipur, North-East India. *PLOS ONE*, **15**(10): e0239906. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239906>
- Xu, W. et al. 2021. Active Fire Dynamics in the Amazon: New perspectives from high-resolution satellite observations. *Geophysical Research Letters*, **48**(20): 1-11. - <https://doi.org/10.1029/2021GL093789>
- Zúñiga-Vásquez, J. M. et al. 2017. Spatial modeling of forest fires in Mexico: an integration of two data sources. *Bosque (Valdivia)*, **38**(3): 563-574. <https://doi.org/10.4067/S07>