

Evaluación espacio temporal del fuego en el Parque Nacional La Malinche

Spatio temporal evaluation of fire in La Malinche National Park

Sandra Palomino-Silva^{1*} , Lenom Cajuste-Bontemps² , Dante Arturo Rodríguez-Trejo^{3†} 

¹Colegio de Postgraduados. Boulevard Forjadores de Puebla No. 205, Santiago Momoxpan, CP. 72760, San Pedro Cholula, Puebla, México.

²Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, CP. 56264. Montecillo, Texcoco, Edo. de México, México.

³Universidad Autónoma Chapingo. Km. 38.5 Carretera México - Texcoco Chapingo. CP. 56230. Chapingo, Texcoco, Estado de México, México.

*Autor de correspondencia: sandra_palomino2@hotmail.com

Artículo científico

Recibido: 04 de noviembre 2024

Aceptado: 11 de septiembre 2025

RESUMEN. En la región central de México el 50% de los incendios forestales se originan por actividades agrícolas; por ello el interés en abordar el estudio del fuego incluyendo las quemas agrícolas e incendios forestales. Este estudio se realiza en un contexto de espacios protegidos con vegetación de ecosistemas primarios; donde las poblaciones humanas usan el fuego en el manejo de la parcela agrícola. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las características espacio temporales del fuego en áreas forestales y agrícolas del Parque Nacional La Malinche (PNLM). En la evaluación preliminar se obtuvieron las firmas espectrales, índices y umbrales de imágenes del sensor Sentinel 2. A través de Google Earth Engine se realizó la corrección atmosférica, compilación de escenas y aplicación del índice NBR2. Se hizo la corrección con edición manual, la verificación se realizó en campo y la confiabilidad se obtuvo por medio de la matriz de confusión. La precisión global fue de 89.38%, el error de omisión de 6.19% y el de comisión 4.42%. La superficie promedio anual quemada fue de 4 366.41 ha, el área quemada acumulada es de 21 832.03 ha, el tamaño promedio de los polígonos es de 4.64 ha. La superficie agrícola quemada acumulada es de 14 869.41 y la forestal de 6 719.00 ha. La frecuencia de quema en 5 años va de 1 a 7. La metodología permitió identificar áreas forestales y agrícolas quemadas con confiabilidad alta, polígonos de tamaño pequeño y áreas de alta, moderada y baja frecuencia de quema.

Palabras clave: Áreas naturales protegidas, incendios forestales, quemas agrícolas, sensores remotos, índices espectrales.

ABSTRACT. In the central region of Mexico, 50% of forest fires are triggered by agricultural activities, highlighting the importance of studying fire in the context of both, agricultural burning and forest fires. This study is conducted within protected areas characterized by primary ecosystem vegetation, where local populations use fire for managing agricultural land. The objective of this research was to evaluate the spatio temporal characteristics of fire in both, forested and agricultural areas of La Malinche National Park (PNLM). In the preliminary assessment, spectral signatures, indices, and thresholds from Sentinel-2 sensor images were obtained. Using Google Earth Engine, atmospheric correction, scene compilation, and the application of the NBR2 index were performed. Manual editing was used for correction, field verification was conducted, and reliability was assessed through a confusion matrix. The overall accuracy was 89.38%, with an omission error of 6.19% and a commission error of 4.42%. The average annual burned area was 4 366.41 ha, with a cumulative burned area of 21 832.03 ha, and the average polygon size was 4.64 ha. The cumulative burned agricultural area was 14 869.41 ha and the forested area was 6 719.00 ha. The burning frequency over five years ranged from 1 to 7. The methodology effectively identified burned forested and agricultural areas with high reliability, small polygon sizes, and regions of high, moderate, and low frequency of burning.

Keywords: Protected natural areas, forestry fires, agricultural burning, remote sensing, spectral indices.

INTRODUCCIÓN

El territorio mexicano históricamente ha estado sujeto a incendios provocados por el ser humano. Las quemadas son un elemento de transformación del paisaje y pueden ser destructivas en un contexto de transformación, fragmentación, urbanización y cambio ambiental global (Jardel *et al.* 2009). Simultáneamente el fuego se ha vuelto un problema de conservación porque muchas áreas dependen de él para mantener sus especies, hábitats y paisajes nativos; su exclusión exitosa y los regímenes de fuego alterados son una amenaza para la biodiversidad y la sociedad (Myers 2006).

Para México, González-Rosales y Ortiz-Paniagua (2022) refieren que de 1991 a 2020 se observó una tendencia creciente de 350 000 ha de áreas forestales quemadas anuales y 7 828 incendios forestales. Las quemadas agrícolas están poco estudiadas y cuantificadas (Ríos y Raga 2018). Korontzi *et al.* (2006) estiman que en México de 2001 a 2003 la agricultura contribuyó con el 12% de los fuegos; mientras que Ríos y Raga (2018) determinaron que representan el 37%. En México para el periodo 2004-2021 se reporta que el 38% de los incendios fueron causados por actividades agrícolas (SEMARNAT 2022). El fuego se aplica en parcelas porque es barato, fácil de usar, eficiente para eliminar los residuos, agregar nutrientes al suelo, controlar plagas agrícolas y promover la regeneración de los pastizales (Rodríguez y Mendoza 1992).

El fuego puede tener características distintas entre áreas agrícolas y forestales debido a que la severidad y sensibilidad dependen de una amalgama de factores y componentes biofísicos previos al incendio (Key y Benson 2006). La comprensión de la ecología del fuego en un sitio particular requiere información o evaluaciones acerca de cuánto y cómo se quema, para satisfacer las metas de conservación (Myers 2006). La identificación y comprensión de las necesidades de la sociedad y las limitaciones ecológicas de un área servirán para el diseño de programas de manejo del fuego (Jardel *et al.* 2006, Myers 2006). Los trabajos de investigación sobre incendios forestales en el Parque Nacional La Malinche se han enfocado en las características biofísicas (Villers y López 2004), geoformas y combustibles, humedad del combustible e índices (Villers *et al.* 2012), y modelos de peligro, riesgo y comportamiento del fuego (Wong y Villers 2007).

Los estudios con sensores remotos a nivel regional (Ríos y Raga 2018) o global (Korontzi *et al.* 2006), y nacional se basan en sensores de baja resolución espacial (Roteta *et al.* 2019, Flores-Garnica *et al.* 2021). A nivel local e incluso nacional se ha usado principalmente Landsat en numerosos estudios que buscan caracterizar un único evento, evaluar incendios forestales con periodicidad anual (Manzo-Delgado y López-García 2020), y validar con sensores de mejor resolución espacial (González-Gutiérrez *et al.* 2019). Con las imágenes Sentinel 2 a nivel global, se han evaluado índices (Huang *et al.* 2016), sobre todo para ecosistemas prioritarios donde el fuego es una amenaza (Roteta *et al.* 2019, Roteta *et al.* 2021). En México, se ha evaluado su disponibilidad en el territorio nacional y modelado el comportamiento del fuego en Durango, en la Sierra Madre Occidental. El objetivo de esta investigación fue evaluar las características espacio-temporales del fuego en áreas forestales y agrícolas del Parque Nacional La Malinche. Su relevancia está en la inclusión de áreas agrícolas y forestales, el uso de un sensor que permita identificar áreas pequeñas, un índice espectral robusto, la corta periodicidad de cada evaluación interanual semiautomatizada, la supervisión visual y corrección manual, y la verificación realizada en campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El Parque Nacional La Malinche (PNLM) es un área natural protegida (ANP) decretada en 1938, con una superficie de 46 112.24 ha (CONANP 2013). Se ubica en el eje neovolcánico transversal, lo componen 12 municipios de Tlaxcala y cuatro de Puebla (Figura 1). La altitud va de 2 400 a 4 460 msnm, el clima es templado, templado semifrío y frío; las temperaturas promedio son de 2 a 18 °C. El parque es un cono volcánico, con suelo de origen ígneo, y pendientes de suaves a muy pronunciadas. De acuerdo a los inventarios forestales estatales de los estados de Puebla (CONAFOR 2013) y Tlaxcala (CONAFOR 2014) los usos de suelo son: agrícola (48.98%), pastizal inducido (6.91%), forestal (42.88%), área sin vegetación (0.89%) y otras tierras (0.33%). La agricultura de temporal está ligada a prácticas tradicionales, ancestrales propias de los pueblos originarios nahuas. En terrazas se cultivan granos, maguey y frutales, principalmente para autoconsumo. En las zonas agrícolas, forestales y llanos intermontanos hay pastoreo de ganado vacuno, caprino y ovino (CONANP 2013). La vegetación forestal está compuesta por bosque de pino (35.25%), bosque de pino-encino (3.13%), bosque de oyamel (2.38%), bosque de encino (0.59%), bosque de encino-pino (0.56%), bosque de táscate (0.06%) y pradera de alta montaña (0.91%) (CONAFOR 2013, CONAFOR 2014). Bajo la categoría otras tierras se incluyen las áreas pobladas, y las áreas sin vegetación aparente; clase que agrupa coberturas de escaso interés en términos del fuego.

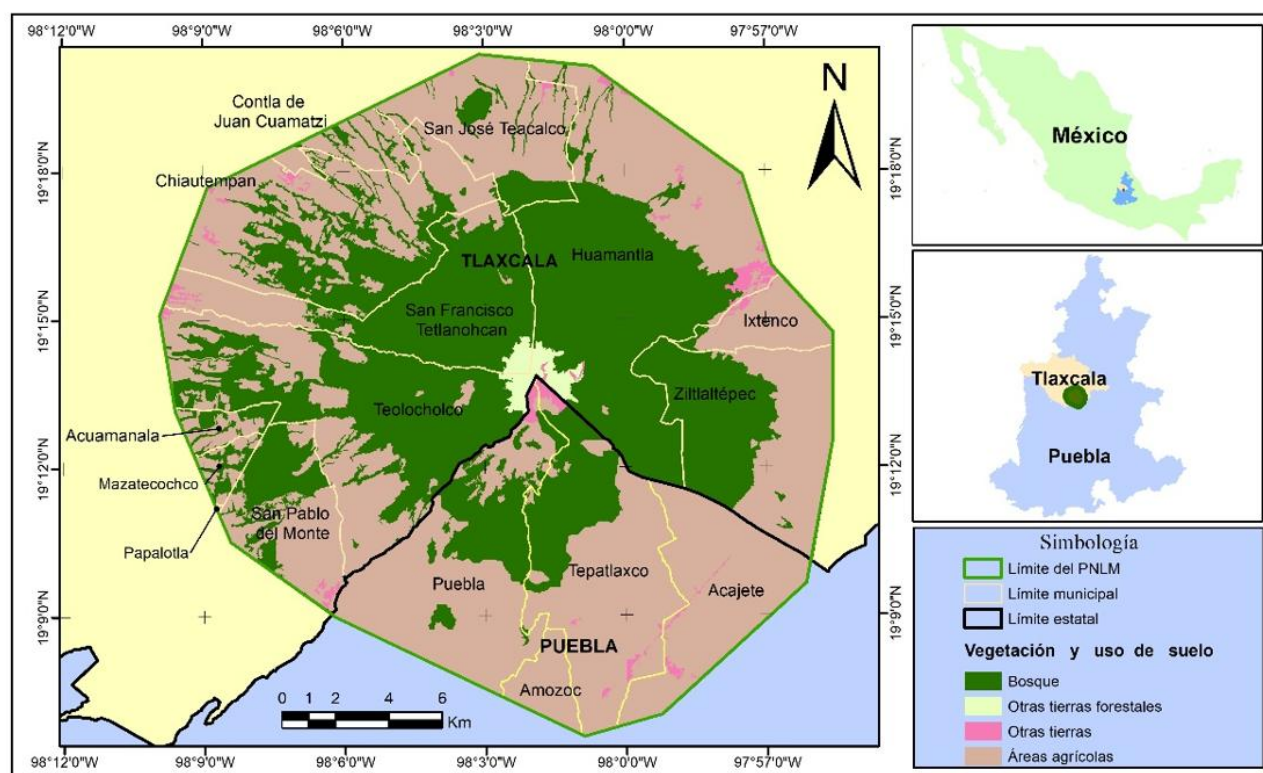


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional La Malinche.

Síntesis y revisión preliminar

Previo a la evaluación por sensores remotos, se sintetizó la base de datos de los incendios forestales registrados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas durante el periodo 2005 -2020. Se determinó el tamaño de incendio, superficie y causas por estado, municipio y tipo de vegetación. El 40.44% del área del PNLM corresponden a bosque de pino, encino, matorral, pastizal y praderas de alta montaña (CONAFOR 2013, CONAFOR 2014). En México estos tipos de vegetación presentan regímenes de fuego con periodos de retorno de entre 2 y 20 años (Rodríguez 2014); a partir de esto se definió el periodo de estudio de 5 años, de 2016 a 2021.

Evaluación preliminar

Considerando las resoluciones espacial, temporal y espectral, se eligieron los sensores Sentinel 2A y 2B MSI, que cubren el periodo de tiempo y área de estudio. Se destaca la relevancia de la resolución espacial de este sensor para detectar áreas quemadas pequeñas (Roteta *et al.* 2019), lo esperado en las áreas agrícolas. Los efectos del fuego de primer orden forman una cicatriz detectable por sensores remotos, definida por: cenizas, carbón, consumo de vegetación viva, muerte de hojas, disminución de la actividad fotosintética y exposición del suelo mineral. En las comunidades herbáceas la intensidad del fuego es normalmente menor debido a la carga de combustible, el fuego mejora la productividad de las hierbas y la cicatriz es más efímera que en el bosque (Key y Benson 2006). Los periodos de evaluación de cicatrices al interior de la temporada de incendios se definieron con base en la respuesta espectral de las áreas agrícolas y forestales. Las áreas forestales evaluadas son bosques de baja densidad, degradados, con árboles dispersos en polígonos pequeños de 0.5 ha contiguos a áreas agrícolas; son las primeras áreas que se queman en la temporada, por lo que fue posible observar su comportamiento espectral durante un periodo de tiempo más prolongado. En la definición del periodo se buscó equilibrio entre el esfuerzo de identificación, la pérdida de cicatrices efímeras de fuego por omisión de áreas quemadas, y la separación de polígonos quemados con proximidad espacial y temporal. Se evaluó visualmente la respuesta espectral en las bandas 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11 y 12 en 52 puntos de observación con la característica inicial de no quemado, 21 áreas quemadas con vegetación forestal, y 31 de fuego activo en áreas agrícolas. Se evaluaron del 31 de enero al 27 de marzo de 2021, durante 55 días. En las zonas forestales el fuego ocurrió entre el día 0 y 5 de observación, las evaluaciones posteriores fueron entre 10-15, 20-25, 25-30, 35-40 y 50-55 días de quemado. En las áreas agrícolas se identificó fuego activo en el día 10 de observación, y se evaluaron a 15, 25 y 40 días de ocurrido el fuego. El periodo y fechas de evaluación se seleccionaron por la disponibilidad de imágenes y la ocurrencia del fuego.

Se compararon visualmente los índices NBR (Normalized Burn Ratio) y NBR2 recomendado para Sentinel 2. El índice NBR tiene la siguiente fórmula (López-García y Caselles 1991, Key y Benson 2006).

$$NBR = \frac{\rho_{roja} - \rho_{swirl}}{\rho_{roja} + \rho_{swirl}}$$

Donde *Proja* es la reflectancia en la banda roja (banda 4 de Sentinel 2), y *Pswirl* es la reflectancia en el infrarrojo de onda larga (banda 12 de Sentinel 2).

Se ha evaluado positivamente el infrarrojo medio (Short Wave Infrared, SWIR) para detectar humedad en la vegetación y focos de temperatura. La fórmula para el cálculo del índice NBR2 es:

$$NBR2 = \frac{\rho_{swirs} - \rho_{swirl}}{\rho_{swirs} + \rho_{swirl}}$$

Donde ρ_{swirs} es la reflectancia en el infrarrojo de onda corta (banda 11 de Sentinel 2) y ρ_{swirl} es la reflectancia en el infrarrojo de onda larga (banda 12 de Sentinel 2).

Para ambos índices, se obtuvieron las diferencias multitemporales pre y post-fuego. Ello permitió realzar sólo los cambios en el periodo de tiempo de interés (López-García y Caselles 1991, Key y Benson 2006). La fórmula es la siguiente:

$$dNBR2 = NBR2_{Pre-fuego} - NBR2_{Pos-fuego}$$

De acuerdo con lo sugerido por Key y Benson (2006) se hicieron pruebas para definir el umbral de separación entre áreas quemadas y no quemadas en zonas forestales y agrícolas; buscando la relación óptima entre errores de omisión y comisión (Roteta *et al.* 2019, Onger y Kenduiwo 2020, Van-Dijk *et al.* 2021).

Procesamiento de imágenes satelitales

El proceso de visualización, pre-procesamiento y procesamiento se programó en la plataforma Google Earth Engine, lo que garantiza un proceso ágil y eficiente (Roteta *et al.* 2021). El proceso de trabajo consistió en la evaluación y selección visual de imágenes del sensor Sentinel MSI 2A y/o 2B con un nivel de corrección 1C del repositorio COPERNICUS/S2"/"/", como lo sugieren Roteta *et al.* (2021). Se aplicaron correcciones atmosféricas mediante la metodología Sensor Invariant Atmospheric Correction (SIAC), que convierte los valores de reflectancia del tope de la atmósfera a la parte interior de la misma (Yin *et al.* 2022). Con ello se mitiga el impacto de los efectos atmosféricos en los valores de reflectancia, lo sugerido para estudios multitemporales (López-García y Caselles 1991, Key y Benson 2006). Se eligieron de 2 a 5 imágenes por fecha, para compilar un mosaico libre de nubes, con la menor cantidad o sin nubes en zonas agrícolas. Se aceptaron nubes en la cumbre del volcán, son zonas forestales con cicatrices más durables identificables en un periodo de evaluación posterior. El enmascaramiento de nubes, cirrus, sombras y opacidad atmosférica se hizo de acuerdo a lo señalado por Coluzzi *et al.* (2018). La compilación de imágenes compuestas fue por medianas en periodos de evaluación variable de 25 a 45 días. Se usó el índice Normalized Burned Ratio 2 (NBR2), utilizado por Roteta *et al.* (2019), Onger y Kenduiwo (2020) y Van-Dijk *et al.* (2021) para imágenes Sentinel 2 MSI. Posteriormente, se enmascararon las áreas con sombras de árboles y relieve que fueron confundidas con áreas quemadas; la máscara se construyó con cantidades pequeñas de píxeles, evitando así excluir áreas quemadas reales. Se exportaron los resultados y se aplicaron procesos de agrupación de píxeles para compactar áreas y evitar polígonos de superficie menor a 0.25 ha. Con el mosaico Sentinel 2 correspondiente (Figura 2) en composición de color 12-8-4 (Huang *et al.* 2016, Van-Dijk *et al.* 2021), se hizo la revisión visual, corrección de perímetros y eliminación de sombras que fueron clasificadas como áreas quemadas (González-Gutiérrez *et al.* 2019); lo identificado y recomendado por Roteta *et al.* (2021) para procesos automatizados.

Evaluación de confiabilidad

Se evaluó el grado de correspondencia entre el mapa y la realidad con muestreo de campo. De acuerdo con lo recomendado por Stehman (2000) el tamaño de muestra fue de 113 puntos ubicados a 2 000 m de separación entre sí; la unidad de muestreo fue un área circular de 1 000 m² (Stehman y Czaplewski 1998). En áreas agrícolas se evaluó para el periodo 2021-2022 y las zonas forestales en todo el periodo de estudio, considerando la duración de la cicatriz. En campo se valoró como quemado o no quemado, observando la cubierta terrestre, presencia de carbón y cenizas (Key y Benson 2006); el estado de la parcela y del cultivo, condición del suelo, vegetación consumida, ennegrecimiento de árboles, rebrote, estado de la regeneración y especies colonizadoras. Con los datos de campo y el mapa se elaboró la matriz de confusión (Stehman y Czaplewski 1998, Stehman 2000).

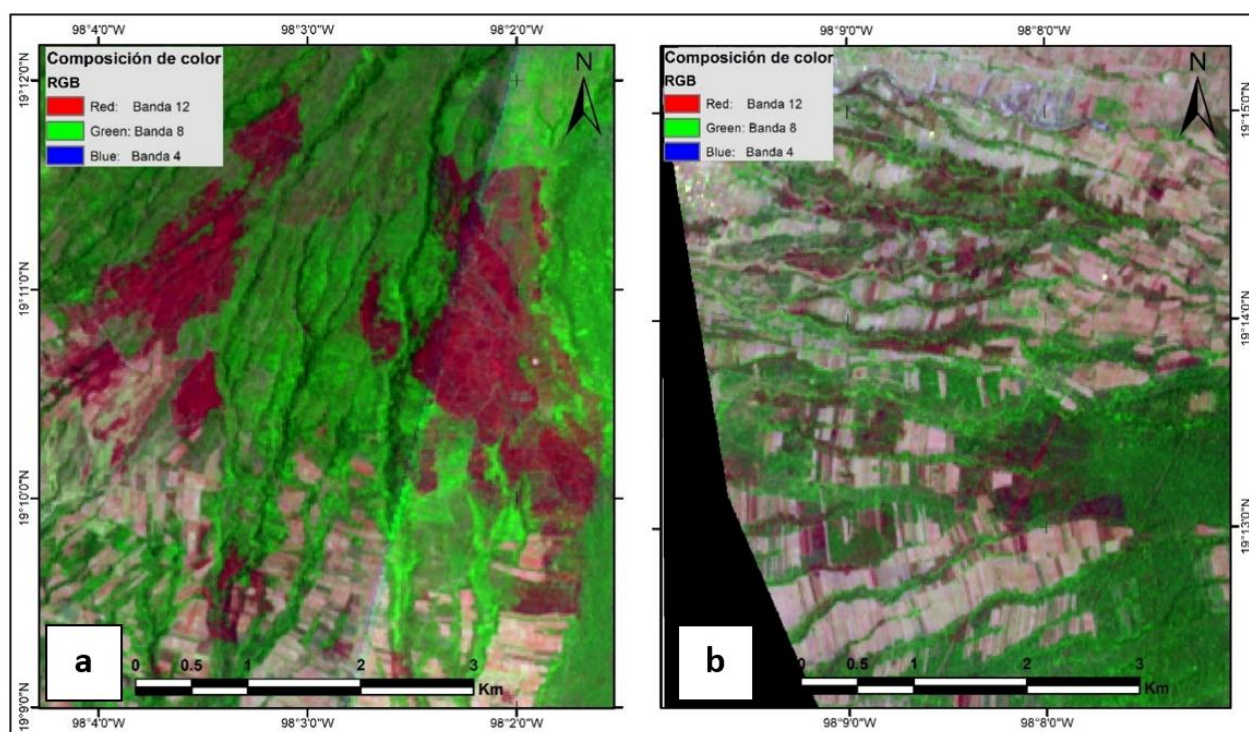


Figura 2. Mosaicos de mayo de 2019 en falso color (12-8-4) de áreas incendiadas en zonas forestales (a) y áreas agrícolas que permiten visualizar la magnitud y complejidad de ambos fenómenos (b).

RESULTADOS

Síntesis de incendios forestales

En el periodo 2005-2020 se registraron 3 003 incendios forestales en el PNLN, la superficie quemada acumulada fue de 7 939.54 ha, el tamaño promedio fue de 2.64 ha, y la mediana y moda fueron de 1 ha. El tamaño máximo fue de 394 ha. El número de incendios forestales que están por debajo de la media son 2 347, el 78% de los mismos. La superficie promedio incendiada por año es de 496 ha/año. Entre los meses de enero y mayo se presenta el 97.70% de los incendios y el 98.04% de la superficie incendiada. Marzo concentra el 35.73% de los incendios forestales y el 40.61% de la

superficie incendiada, siendo este el mes más crítico. Se reportan 1 649 incendios forestales derivados de actividades agropecuarias (54.91%), 595 son intencionales (19.81%), 412 por fogatas (13.72%) y 2% por actividades ilícitas.

Evaluación preliminar

Se observó diferenciación en el comportamiento espectral entre pequeñas áreas agrícolas y forestales con vegetación dispersa (Figura 3). En la cobertura forestal después del fuego se observa disminución de la reflectancia en casi todas las bandas (excepto la 12), después gradualmente algunas bandas vuelven a los valores previos al fuego. Al final de la evaluación en las áreas agrícolas se observan valores superiores al pre-fuego, diferenciándose de las áreas forestales. Inmediatamente después del fuego en las áreas agrícolas quemadas se aprecia un aumento en la reflectancia de las bandas 2, 3 y 4. En las bandas 11 y 12 (SWIR) gradualmente se incrementa la reflectividad posterior al fuego, efecto muy notable en ambas coberturas. Se encontró que a 25 y 45 días de quemado permanecen las cicatrices de quemas agrícolas y se expresan en las áreas forestales. Se observó que, en cañadas o barrancas con cobertura forestal dispersa, con quemas frecuentes y carbón acumulado de quemas previas, se dificulta diferenciar áreas quemadas superficiales recientes, la cicatriz es observable a medida que transcurre el tiempo, es decir, se requiere un periodo postquema más largo.

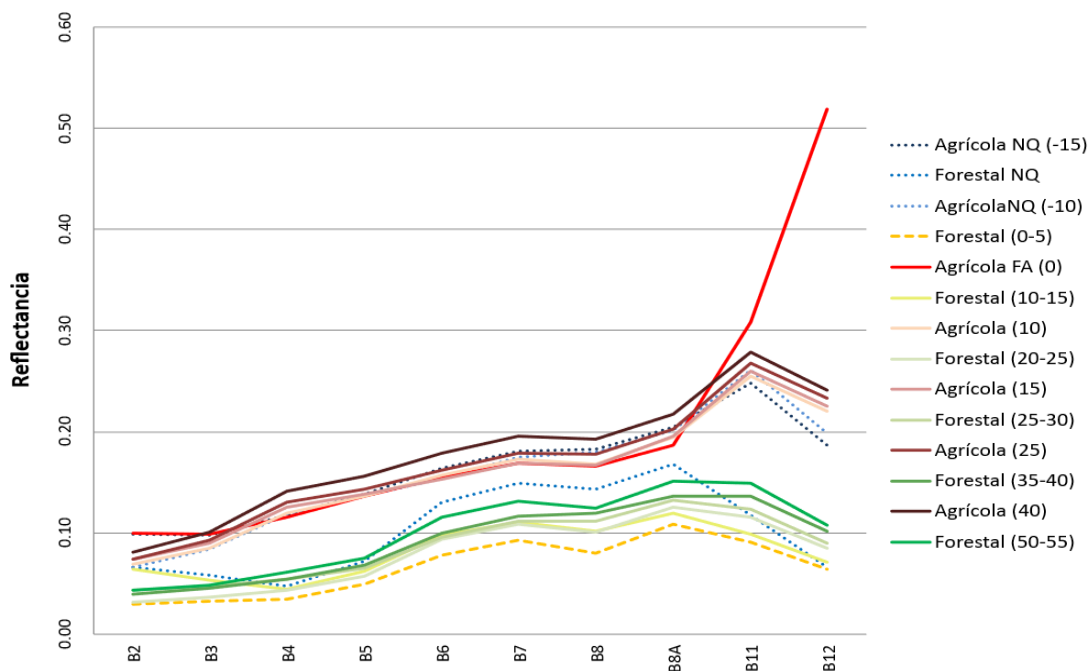


Figura 3. Comportamiento espectral en pequeñas áreas agrícolas y forestales: no quemadas (NQ), con fuego activo (FA) y evaluación por uso de suelo a distintos días de quemado.

En la comparación visual entre los índices dNBR y dNBR2 ambos índices confundieron sombras, bosques densos, y pérdida de cobertura vegetal (deforestación, limpieza y cosecha) con áreas quemadas; sin embargo, el índice dNBR2 tuvo menor confusión (Figura 4). El índice dNBR2 obtuvo la mejor separabilidad visual entre quemado y no quemado. Los umbrales de separación entre áreas quemadas y no quemadas fueron 0.12 y 0.19 para dNBR2 y dNBR, respectivamente.

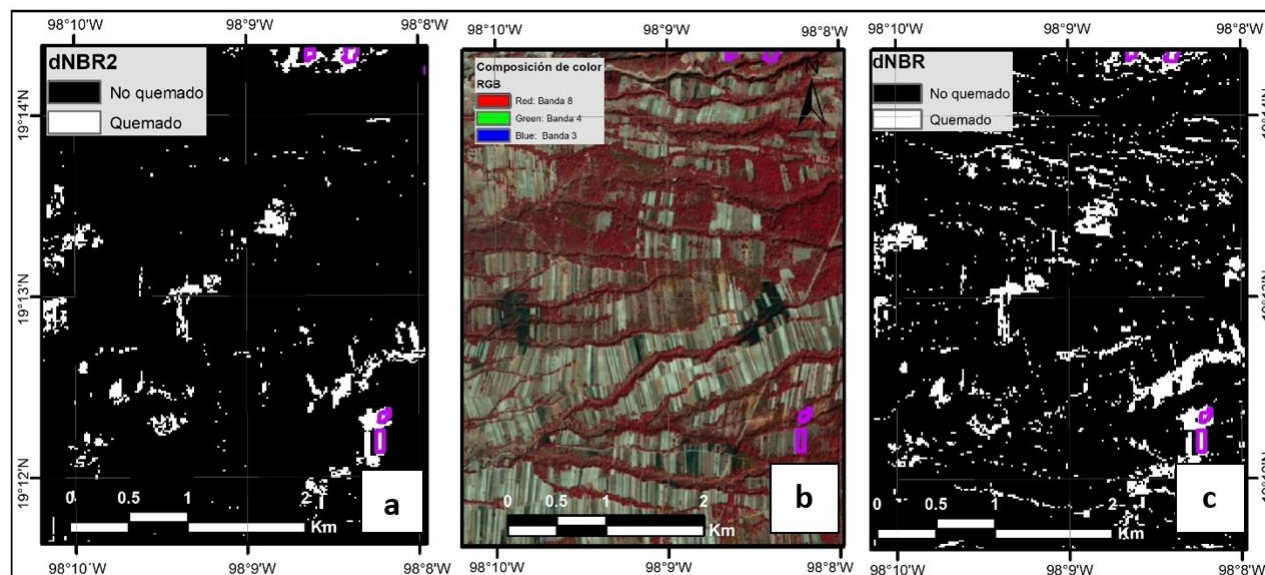


Figura 4. Prueba visual de los valores dNBR2 (a) y dNBR (c), diferencia de marzo-abril de 2021, la imagen dNBR tiene más errores de comisión, muy evidente en cañadas y barrancas; y falso color infrarrojo de referencia(b).

Evaluación de confiabilidad

La evaluación de confiabilidad con sitios de muestreo en campo revela una precisión global del 89.38%, con error de comisión de 4.42% y de omisión 6.19%. La precisión de las áreas forestales es del 85%, el error de comisión es de 2.5% y el de omisión del 12.5%. La precisión de las zonas agrícolas es de 91.30%, el error de comisión del 8.69% y no se detectó error de omisión. Entre los factores de confusión en áreas agrícolas están los efectos fenológicos de especies silvestres caducifolias como *Buddleja parviflora* y frutales caducifolios que pierden el follaje y tienen corteza oscura que altera la respuesta espectral, la cosecha de trigo, y el rastreo posterior a la quema. En los bosques la omisión se observó donde hay baja intensidad del fuego superficial con alta densidad de copas en el estrato superior que impide al sensor captar el sotobosque quemado, situación común cerca de los perímetros y principalmente en bosques de *Pinus montezumae* y *P. pseudostrobus*. En gabinete, se observó granulado en los píxeles, probablemente el sensor captó el estrato inferior quemado y copas con actividad fotosintética sin quemar; es decir, captó el estrato herbáceo quemado filtrado por las copas, que al generalizarse quedó como no quemado. Las sombras de las barrancas impiden la plena identificación de las áreas quemadas.

En los sitios de muestreo agrícola se observó interés particular por quemar el acahual (*Simsia amplexicaulis*. (Cav.) Pers) y los metepantles o bordos, usados en la agricultura tradicional en ladera, ya que por su inclinación y forma impiden la limpieza mecanizada. En dichos bordos también prosperan pastos como *Mulenbergia macroura* (Kunth) Hitchc, arbustos como *Senecio cinerarioides* Kunth y *Barkleyanthus salicifolius* (Kunth) H. Rob. & Brettell en los que hay interés por su eliminación o estimulación al rebrote mediante el fuego. En Ixtenco y Huamantla se observó pastoreo en la tierra de uso agrícola en descanso, los metepantles, y los límites de parcelas y caminos. En la tierra no cultivada el estrato herbáceo responde con mayor rapidez y vigor al fuego. En la tierra agrícola trabajada anualmente se recoge el rastrojo, por lo que la cicatriz es poco visible o efímera, y la respuesta espectral de la cicatriz del escaso estrato herbáceo suele ser más débil.

Evaluación de superficie quemada

Se determinó un área quemada acumulada de 21 832.03 ha, así como una superficie promedio anual quemada de 4 366.41 ha, el 9.46% del territorio del PNLM (Figura 5a). La superficie acumulada quemada en áreas agrícolas es de 14 869.41 ha (68.11%), en bosques es de 6 719 ha (30.78%), 171.66 ha (0.79%) en pradera y 70.08 ha (0.32%) en otras tierras. La superficie promedio anual quemada en áreas agrícolas es de 2 974 ha/año, el 6.45% del territorio bajo estudio. En el bosque el promedio de superficie quemada anual es de 1 343.76 ha/año, el 2.91% del territorio.

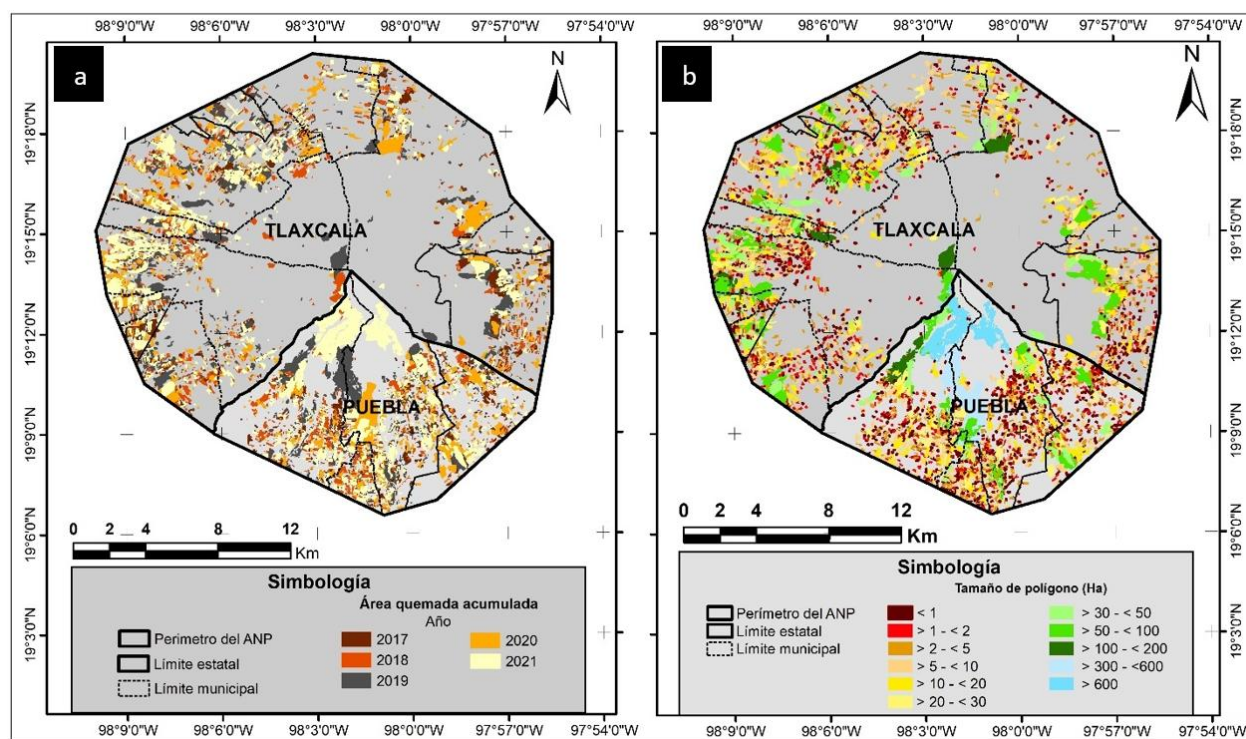


Figura 5. Distribución de las áreas quemadas (a), y ubicación de polígonos por tamaño (b).

Marzo es el mes con mayor superficie quemada acumulada con 7 359.69 ha, seguido por febrero con 7 288.55, ambos meses concentran el 67.1% de la superficie quemada. De enero a mayo se concentran 21 298.81 ha, el 97.5%. En el estado de Tlaxcala se quemaron 13 244.1 ha (60.66%), y 8 587.94 (39.33%) en Puebla (Figura 5a); la proporción de superficie quemada acumulada/superficie estatal es de 0.39 y 0.69 respectivamente. Los municipios con la mayor superficie acumulada quemada son Tepatlaxco (3 367.96 ha), Chiautempan (3 117.80 ha), Puebla (2 780.05 ha) y Teolocholco (2 663.95 ha), sumando el 54.65% de la superficie quemada en el periodo de estudio.

Tamaño de cicatrices

En este estudio, número de cicatrices no significa lo mismo que número de incendios forestales o quemas. Debido a la toma de las imágenes el perímetro de los incendios con fuego activo puede quedar fraccionado (Van-Dijk *et al.* 2021); y varios incendios con contigüidad espacio-temporal en áreas de alta frecuencia pueden quedar fusionados. Se identificaron 4 691 polígonos o cicatrices, el tamaño promedio de los polígonos es 4.64 ha, 3 664 están abajo de la media (78.10%) y 1 027 por arriba (21.89%). Se identificaron 4 637 polígonos con superficie menor de 50 ha, el 98.85% del total

de polígonos y el 76.24% de la superficie quemada. La mayor superficie quemada se concentra en polígonos pequeños, su distribución es principalmente en las partes bajas del parque (Figura 5b).

El tamaño mayor a 50 ha corresponde a 54 polígonos, el 1.15% de los polígonos, suman 5 187.98 ha que representan el 23.76% de la superficie quemada. De dicha categoría 2 559.00 ha son de bosque y 2 435.65 ha son agrícolas, más del 50% de dicha superficie es bosque a diferencia de la tendencia general del Parque, es decir, cuando ocurren incendios grandes afectan más a zonas forestales. En el mapa de la Figura 5b puede apreciarse que los polígonos mayores de 300 ha se ubican en el estado de Puebla; y los de menor tamaño en ambos estados.

Frecuencia del fuego

La frecuencia del fuego es el número de ocasiones en que una misma área se quema en un periodo de tiempo (Rodríguez 2014). Se determinó la frecuencia en la temporada de incendios y en los 5 años del periodo de estudio. La superficie promedio acumulada que se quemó dos veces por año es de 20.64 ha, la mínima fue de 16.61 ha, y la máxima de 24.32 ha; en los cinco años suman 103.22 ha. Un par de sitios se quemaron tres veces en las temporadas 2018 y 2021, con 0.36 y 0.12 ha, respectivamente (Figura 6).

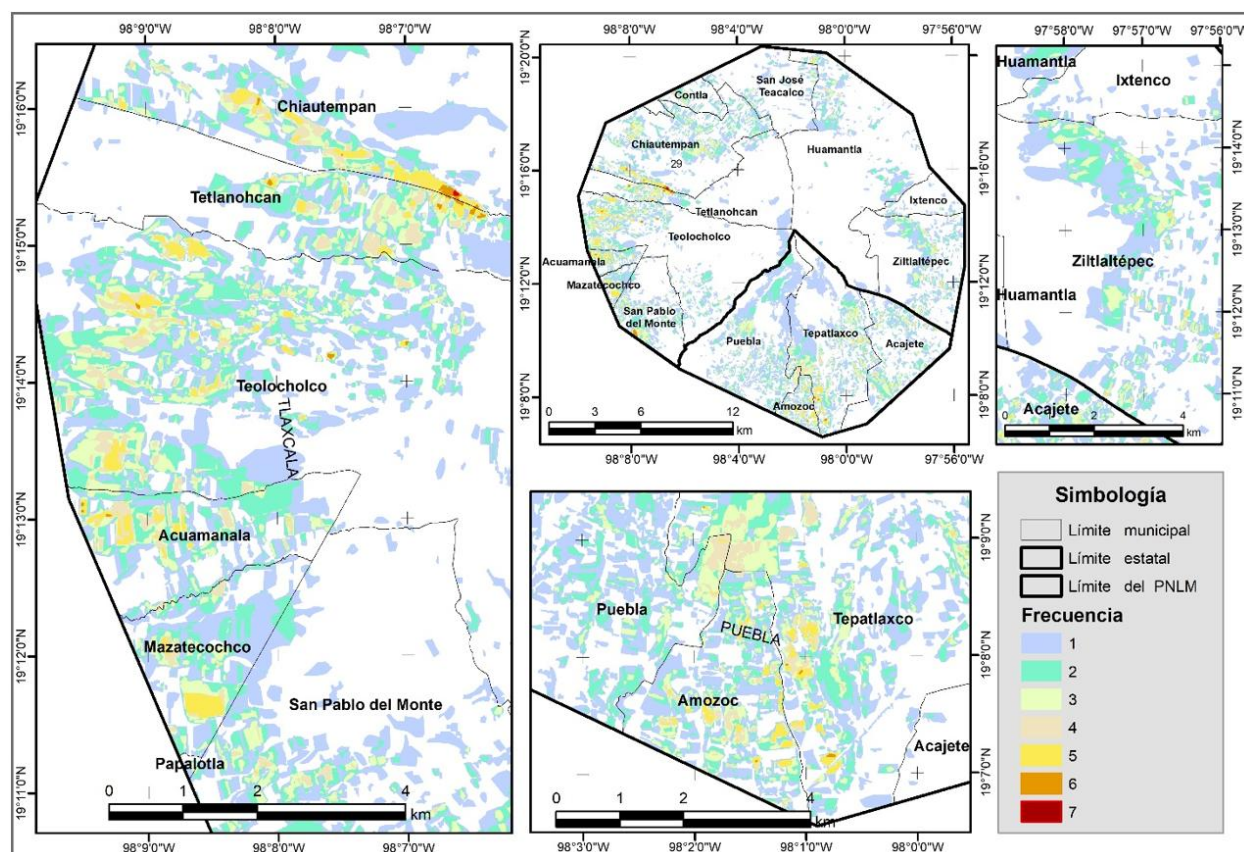


Figura 6. Frecuencia del fuego en el periodo 2016-2021 en el área de estudio.

En la tabla 1 se destaca que 116.12 ha se quemaron cinco veces. Pequeñas superficies suman 5.37 ha que se quemaron seis veces; y 0.36 ha siete veces en cinco años, más de una vez por año. En

visita de campo se corroboró que esta zona sí es de alta frecuencia (Figura 6), con incidencia de 3 fuegos en menos de un mes, basados en fuego activo, presencia de ceniza reciente, y pelillo o rebrote del zacatón; sin embargo, no fue posible delimitar los perímetros. Se identificaron 32 174.06 ha que no se quemaron en cinco años, el 69.77% de la superficie del PNLM. La superficie del parque que se quemó entre una y siete veces son 13 928.18 ha, el 30.20% del territorio, 8 369.10 ha (60.09%) están en Tlaxcala y 5 557.80 ha en Puebla (39.90%). La frecuencia siete solo se presenta en Tlaxcala, donde se observaron las frecuencias más altas. La frecuencia siete ocurre en 0.36 ha de bosque (de acuerdo con el inventario forestal), en campo se observó pastizal próximo a áreas forestales. En general las frecuencias más altas son en áreas de transición agropecuaria-forestal.

Tabla 1. Frecuencia del fuego de 2016 a 2021 por clase de vegetación y por estado.

Frecuencia	Superficie (ha)	%	Superficie quemada (ha)				
			Agrícola	Bosques	Tlaxcala	Puebla	Acumulada
1	8 536.48	61.29	5 557.58	2 779.32	5 054.79	3 480.62	8 536.48
2	3 534.82	25.38	2 465.64	1 047.26	2 188.00	1 346.61	7 069.64
3	1 318.53	9.47	943.89	374.59	781.03	537.44	3 955.60
4	416.00	2.99	303.08	112.93	253.46	162.60	1 663.98
5	116.12	0.83	65.58	50.56	85.95	30.18	580.61
6	5.87	0.04	2.40	3.47	5.53	0.34	35.22
7	0.36	0.00	0.00	0.36	0.36	0.00	2.49
Total	13 928.18	100.00	9 338.17	4 368.49	8 369.11	5 557.79	21 844.03

Comparación de resultados

Se compararon los resultados de este estudio con los polígonos reportados por la CONAFOR; se usó el mismo periodo de estudio, y las áreas marcadas como forestales en los inventarios forestales estatales. El área acumulada reportada por CONAFOR es de 2 787.76 ha que es menor a las 6 867.63 ha cuantificadas en este estudio, tienen coincidencia espacial 1 688.43 ha. La CONAFOR reporta 1 097.33 ha distintas de lo identificado en este estudio. Se encontraron 5 179.2 ha adicionales a los registros de CONAFOR, 1 035.8 ha anuales adicionales. La omisión se encontró próxima a sitios donde en el muestreo de campo se observaron áreas quemadas no identificadas por percepción remota y en áreas de interfase agrícola-forestal.

DISCUSIÓN

Comportamiento espectral

En la respuesta espectral obtenida de las áreas quemadas se debe considerar que previo al fuego hay baja concentración de agua, las plantas anuales están secas o en senescencia invernal. En las áreas agrícolas, el aumento en la reflectancia de las bandas 2, 3 y 4, es producto de la pérdida de clorofila (Van-Dijk *et al.* 2021), y/o el aumento de la exposición del suelo; en las áreas forestales, en las mismas bandas descende por mayor deposición de carbón y ceniza. La disminución de la reflectividad en las bandas de borde rojo e infrarrojo cercano (bandas 5, 6, 7, 8 y 8a) se deben a la reducción del contenido de clorofila y deposición de carbón (Santis y Vaughan 2009, Huang *et al.*

2016). La vegetación sana presenta una baja reflectancia en la banda SWIR, las áreas recientemente quemadas muestran una alta reflectancia en esta banda (Ongeri y Kenduiywo 2020); esto último sólo ocurrió cuando se encontró fuego activo; posterior al fuego activo la reflectancia fue baja, y se recuperó gradualmente al transcurrir el tiempo de evaluación para ambas coberturas. En remanentes de encinares, ubicados en las barrancas que se queman anualmente, la acentuación de la nueva cicatriz ocurre al final de la temporada de incendios; probablemente se debe a la mortalidad retardada de hojas o plantas (Roteta *et al.* 2021).

Para áreas agrícolas Van-Dijk *et al.* (2021) señalan un valor de NBR2 de 0.04. Los valores encontrados en esta investigación están dentro de lo indicado por Key y Benson (2006), quienes refieren que a partir de 0.1 se identifican áreas quemadas. Santis y Vaughan (2009) indican que diferentes tipos de vegetación con distintas intensidades de quema implica distintos valores en el umbral. El índice NBR2 obtuvo la mejor separabilidad visual entre quemado y no quemado, esto es consistente con lo obtenido por Farasin *et al.* (2020) y Van-Dijk *et al.* (2021). Por su parte, Roteta *et al.* (2019) indican que el índice NBR2 es más homogéneo para mantener bajos errores de comisión en imágenes Sentinel 2, está mejor calificado en pruebas de separabilidad paramétrica y no paramétrica, y da resultados positivos en ambientes donde hay influencia de la dispersión atmosférica. Adicionalmente se ha encontrado que es menos sensible a la variabilidad por vegetación en diversas partes del planeta (Van-Dijk *et al.* 2021). Los aspectos que afectaron la precisión de la evaluación en áreas agrícolas fueron: la práctica del rastreo que hace efímera la cicatriz, disminuyendo la posibilidad de detectar la quema (Farasin *et al.* 2020), la cosecha del trigo (Van-Dijk *et al.* 2021), y la presencia de especies caducifolias con cortezas oscuras que alteran la respuesta espectral. En las áreas forestales las sombras de las barrancas impidieron la plena identificación de las áreas quemadas. De mucha relevancia es la omisión de áreas quemadas de poca intensidad bajo dosel, aspecto que ha sido señalado por Opazo y Chuvieco (2009) al indicar que ello se debe a la radiancia captada por el sensor misma que está compuesta por la media de lo que se encuentra dentro del píxel.

Características del área quemada

Respecto al tamaño de las cicatrices Jardel *et al.* (2006) para la Sierra de Manantlán, indican una media de 189.2 ± 20.8 y moda de 50 ha. Mientras que Rodríguez y Mendoza (1992), en el oriente del estado de México, encontraron que el tamaño promedio de los incendios forestales es de 4.45 ha, la moda es 4 ha, y que el 75% de los incendios forestales son menores de 4 ha. Comparados con dichos resultados las cicatrices del área quemada e incendios forestales del PNLM son pequeños, y más cercanos a lo reportado en el Estado de México.

En relación a la temporada en la que se concentró el fuego, lo encontrado se aproxima a lo señalado por Rodríguez-Trejo y Fulé (2003). al indicar que la mayoría de los incendios en México ocurren durante la primavera. En la mayor parte del territorio nacional la temporada de incendios son los primeros 6 meses del año (Vega-Nieva *et al.* 2019); y los meses más críticos por incendios forestales son abril y mayo. El periodo coincide parcialmente con lo encontrado por Ríos y Raga (2018) para la región central de México y para el PNLM por Villers-Ruiz *et al.* (2012). Sin embargo, Villers-Ruiz *et al.* (2012) indican que marzo y abril son los meses con mayor superficie quemada, en su evaluación sólo consideran incendios forestales. Hernández *et al.* (2024) indican que para el suelo

de conservación de la CDMX la temporada de mayor número de incendios es de febrero a marzo, y lo asocia con la época de estiaje. Ríos y Raga (2018) sugieren que la diferencia puede deberse a que la vegetación fina y muerta de las zonas agrícolas se seca rápidamente y tiene disponibilidad inmediata al empezar la estación seca. Por su parte Vega-Nieva *et al* (2019) coinciden en que la mayoría de los tipos de vegetación en la región sur y centro muestran un inicio temprano de la temporada de incendios (1 mes antes) en comparación con otras regiones, lo que probablemente esté vinculado con los períodos necesarios para iniciar un incendio o pudieran reflejar los patrones de quemaduras agrícolas en las diferentes regiones del país.

En cuanto al porcentaje del parque que se quema, Manzo-Delgado y López-García (2020) en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, encontraron que el área quemada es el 3.7% de la superficie, 5.76% menos de lo encontrado en este estudio. Para México, Korontzi *et al.* (2006) estimaron que el 12% de los fuegos son quemaduras agrícolas; Ríos y Raga (2018) refieren que es el 37%, en este estudio se encontró el 68.11%, valor notablemente mayor a lo reportado en ambos estudios. En ambos casos se usó el sensor MODIS, con las limitaciones propias del sensor (Ríos y Raga 2018, González-Gutiérrez *et al.* 2019, Roteta *et al.* 2019). El porcentaje del territorio impactado por incendios forestales ha sido evaluado por autores como González-Gutiérrez *et al.* (2019), en Michoacán, quienes determinaron que representan el 3% del territorio; Jardel *et al.* (2006), en la sierra de Manantlán determinaron entre el 2.1 y 10.9% de la superficie. El porcentaje de las zonas forestales quemadas está dentro del intervalo encontrado por otros autores, sin embargo, no hay referencia suficiente para las áreas agrícolas con registros oficiales o evaluaciones con sensores de resolución media o alta, que se aproximen a la escala espacial de lo realizado en este estudio.

En relación al tamaño de las cicatrices Jardel *et al.* (2009) indican que el 51% de los incendios en 10 años es menor a 50 ha, la distribución del tamaño tiende hacia las categorías pequeñas. Por su parte González-Gutiérrez *et al.* (2019) refieren que las cicatrices de 1 a 10 ha representan el 82% del total, y las de 10 a 50 ha el 16.8%. Coincidentemente González-Gutiérrez *et al.* (2019) indican que los polígonos mayores de 50 ha representan el 1.2% de los polígonos encontrados; y que en la categoría de más de 100 ha sobresalen los bosques. En relación a esto Roteta *et al.* (2019) indican que los incendios pequeños desempeñan un papel relevante en la transformación del uso de la tierra, donde los incendios tienden a ser provocados para expansión agrícola, ganadería y caza. El tamaño de los incendios depende de su posición geográfica, la influencia y distancia a vías de acceso (González-Rosales y Ortiz-Paniagua 2022), y en esta área pudiera haber aspectos estructurales o territoriales involucrados.

En el periodo de 1995-2003 en la sierra de Manantlán Jardel *et al.* (2006) indica que varios sitios se quemaron más de una vez, sin especificar cuántas. Como posible explicación a este fenómeno, Villers y López (2004) indican que los estados del centro del país muestran mayor frecuencia. En el presente estudio la intensidad de evaluación espacial y temporal fue alta, ello permitió identificar altas frecuencias. Para pinares (el 35.25% de la superficie del parque) Rodríguez (2014) indica periodos de retorno anuales o casi anuales cuando el régimen de fuego está alterado. La alta frecuencia del fuego es perjudicial, sin embargo, la exclusión del fuego implica eventuales acumulaciones de combustible que imprimen mayor intensidad al fuego (Rodríguez 2014).

Respecto al comparativo con CONAFOR, González-Gutiérrez *et al.* (2019) indican que los reportes de CONAFOR carecen de exactitud espacial, con coincidencia de 1 de 63 eventos, pero reconocen su valor estadístico. De forma similar Wong y Villers (2007) encontraron que en el PNLM los registros oficiales son incompletos; mientras que Rodríguez y Mendoza (1992) encontraron que no se reporta el 50% de lo que ocurre en campo. Probablemente las diferencias se deben a que el tamaño mínimo del área registrada en este estudio es de 0.25 ha quemadas, para la CONAFOR son 0.50 ha forestales quemadas. En las áreas altamente fragmentadas del ANP se concentra el área quemada, si el área quemada se fragmenta y no alcanza las 0.5 ha de incendio forestal no se cuantifica, en este estudio no se hizo así. Adicionalmente algunas áreas quemadas son inaccesibles en campo, la alta frecuencia ocasiona errores en la definición de perímetros y hay diferencias en la tipología de terrenos forestales. A todo esto, se añade la falta de recursos materiales y humanos para atender incendios y georreferenciar perímetros en el periodo crítico.

CONCLUSIONES

El análisis de los registros de incendios forestales muestra que cerca del 55% de la superficie incendiada tiene su origen en actividades agrícolas, y que casi el 70% del área quemada corresponde a estas áreas. El fuego en el parque nacional ocurre principalmente en superficies pequeñas, aunque en las últimas temporadas ha aumentado el tamaño en áreas puntuales. Se identificaron sitios de alta, baja y nula frecuencia, con mayor incidencia en terrenos agrícolas y zonas adyacentes. En el estado de Tlaxcala el fuego se presenta con frecuencias más altas; en Puebla con polígonos más grandes, en proporción más alta y en áreas más dispersas. Algunas áreas del parque registran fuego recurrente más de una vez al año, lo que sugiere un uso intencional. La metodología usada permitió detectar con alta precisión pequeñas áreas quemadas en sitios con actividades agrícolas y forestales inmersas en orografía compleja. Los resultados evidencian la continuidad del fuego entre áreas agrícolas y forestales, aportando información clave para identificar causas, diseñar estrategias de manejo del fuego, ubicar puntos críticos y comprender el régimen de fuego antropogénico en La Malinche. Esta evaluación constituye un insumo fundamental para el análisis ambiental, territorial, social y de política pública relacionado con el manejo del fuego y su complejidad.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico para realizar los estudios de postgrado; así como la formación académica otorgada por el Colegio de Posgraduados. Al Dr. Angel Bustamante González por las recomendaciones durante el desarrollo de este trabajo de investigación.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia en esta sección.

LITERATURA CITADA

- Coluzzi R, Imbrenda V, Lanfredi M, Simoniello T (2018) A first assessment of the Sentinel-2 Level 1-C cloud mask product to support informed surface analyses. *Remote Sensing of Environment* 217: 426-443. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.009>.
- CONAFOR (2013) Inventario Estatal Forestal y de Suelos Puebla. Comisión Nacional Forestal. Texcoco, Estado de México. 207p.
- CONAFOR (2014) Inventario forestal y de suelos del estado de Tlaxcala. Comisión Nacional Forestal. Texcoco, Estado de México. 127p.
- CONANP (2013) Programa de manejo del Parque Nacional La Montaña Malinche o Matlalcueyatl. 1ra edición. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Tlalpan, México. 205p.
- Farasin A, Colomba L, Palomba G, Nini G, Rossi C (2020) Supervised burned areas delineation by means of Sentinel-2 imagery and convolutional neural networks. *Proceedings of the International ISCRAM Conference*. USA. pp: 1060-1071.
- Flores-Garnica JG, Gisela A, Oscar R (2021) Time-space relationship between hotspots and agricultural and forest surface areas in San Luis Potosí State, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12(64). <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i64.857>.
- González-Gutiérrez I, Mas-Caussel JF, Morales-Manill LM, Ocegüera-Salazar KA (2019) Thematic accuracy of hotspots and wildfires in Michoacán, Mexico. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 26(1): 17-35. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.01.011>
- González-Rosales A, Ortiz-Paniagua CF (2022) Superficie forestal afectada por incendios en México: apuntes iniciales hacia un modelo de manejo preventivo. *Revista de Ciencias Ambientales* 56(1): 1-27. <https://doi.org/https://doi.org/10.15359/rca.56-1.1>.
- Hernández M, Andrews N, y Vilches-Blázquez, LM (2024) The harassment of conservation land in Mexico City through forest fires. *Revista de geografía Norte Grande* 88: 1-23. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-340220240002001098>
- Huang H, Roy DP, Boschetti L, Zhang HK, Yan L, Kumar SS, Gomez-Dans J, Li J (2016) Separability analysis of Sentinel-2A Multi-Spectral Instrument (MSI) data for burned area discrimination. *Remote Sensing* 8(10): 1-18. <https://doi.org/10.3390/rs8100873>.
- Jardel PEJ, Avarado E, Morfín RJE, Castillo NF, Flores GJG (2009) Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. En: Flores GJG (ed) *Impacto ambiental de incendios forestales*. Editorial Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México, México. pp. 73-100.
- Jardel PE, Ramírez VR, Castillo NF, García RS, Balcázar MOM, Chacón MJC, Morfín RJE (2006) Manejo del fuego y restauración de bosques en la reserva de la biosfera sierra de Manantlan, México. En: Flores GJG, Rodríguez-Trejo DA (eds) *Incendios forestales, definiendo el problema, ecología y manejo, participación social, fortalecimiento de capacidades, educación y divulgación*. CONAFOR-Mundi Prensa. México. pp. 216-242.
- Key CH, Benson NC (2006) Landscape assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD. https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_series/rmrs/gtr/rmrs_gtr164/rmrs_gtr164_13_land_assess.pdf. Fecha de consulta: 8 de noviembre de 2022.

- Korontzi S, McCarty J, Loboda T, Kumar S, Justice C (2006) Global distribution of agricultural fires in croplands from 3 years of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. *Global Biogeochemical Cycles* 20(2): 1-15. <https://doi.org/10.1029/2005GB002529>.
- López-García MJ, Caselles V (1991) Mapping burns and natural reforestation using thematic mapper data. *Geocarto International* 6(1): 31-37. <https://doi.org/10.1080/10106049109354290>
- Manzo-Delgado LL, López-García J (2020) Análisis espacial y temporal de áreas quemadas en 1998, 2003 y 2015 en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. *Bosque* 41(1): 11-24. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000100011>
- Myers RL (2006) Convivir con el fuego, manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el manejo integral del fuego. Tallahassee, Florida, USA. 28p. <http://nature.org/fire>, <http://tncfuego.org>. Fecha de consulta: 8 de noviembre de 2022.
- Ongeri D, Kenduiywo BK (2020) Burnt area detection using medium resolution sentinel 2 and landsat 8 satellites. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives* 43(B5): 131-137. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B5-2020-131-2020>.
- Opazo S, Chuvieco E (2009) Cartografía de áreas quemadas en Sudamérica : detección de píxeles semilla. *Revista de Teledetección* 32: 50-71.
- Ríos B, Raga GB (2018) Spatio-temporal distribution of burned areas by ecoregions in Mexico and central America. *International Journal of Remote Sensing* 39(4): 949-970. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1392641>.
- Rodríguez-Trejo DA, Fulé PZ (2003) Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1): 23-37. <https://doi.org/10.1071/WF02040>.
- Rodríguez TDA, Mendoza BMA (1992) Incendios forestales provocados. *Agrociencia serie recursos naturales renovables* 2(1): 75-85.
- Rodríguez TDA (2014) Incendios de vegetación, su ecología, manejo e historia. COLPOS, UACH, INIFAP, IICA, CONAFOR, CONANP, ANCF Y AMPF.D.F. México. 1 710p.
- Roteta E, Bastarrika A, Franquesa M, Chuvieco E (2021) Landsat and sentinel-2 based burned area mapping tools in google earth engine. *Remote Sensing* 13(4): 1-30. <https://doi.org/10.3390/rs13040816>.
- Roteta E, Bastarrika A, Padilla M, Storm T, Chuvieco E (2019) Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: Generation of a small fire database for sub-Saharan Africa. *Remote Sensing of Environment* 222: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.011>.
- Santis A y Vaughan P (2009) Revisión de las técnicas de indentificación cartográfica de áreas quemadas. *Recursos Rurais* 5: 93-100.
- SEMARNAT (2022) Causas de los incendios forestales. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RFORESTA05_04&IBIC_use=r=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=* Fecha de consulta: 5 enero de 2023.
- Stehman SV (2000) Practical implications of design-based sampling inference for thematic map accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 72(1): 35-45. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00090-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00090-5).
- Stehman SV, Czaplewski RL (1998) Design and analysis for thematic map accuracy assessment - an application of satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 64: 331-344.
- Van-Dijk D, Shoaie S, van-Leeuwen T, Veraverbeke S (2021) Spectral signature analysis of false positive burned area detection from agricultural harvests using Sentinel-2 data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 97: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102296>.
- Vega-Nieva DJ, Nava-Miranda MG, Calleros-Flores E, López-Serrano PM, Briseño-Reyes J, Medina FF, López-Sánchez C, Corral-Rivas JJ, González-Cabán A, Alvarado-Celestino E, Cruz I, Cuahtle M, Ressler R, Setzer A, Morelli F, Pérez-Salicrup D, Jardel-Pelaez E, Cortes-Montaña C, Vega JA, Jimenez

- E (2019) Desarrollo de un Sistema Nacional de Peligro de Incendios Forestales para México. En: González-Cabán A, Sánchez JJ (eds) Memorias del Quinto Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Incendios Forestales: servicios ambientales e incendios forestales. Albany, CA. pp 42-52.
- Villers-Ruiz L, Chuvieco E, Aguado I (2012) Aplicación del índice meteorológico de incendios canadiense en una Parque Nacional del Centro de México. *Ciencia Forestal* 3(11): 25-40.
- Villers RL, López BJ (2004) Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios en las áreas forestales de México: un estudio en el volcán la Malinche. En: Villers RL, López BJ (eds) Incendios forestales en México Métodos de evaluación. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria. México. pp. 57-74.
- Wong GJC, Villers RML (2007) Evaluación de combustibles y su disponibilidad en incendios forestales: Un estudio en el Parque Nacional la Malinche. *Investigaciones Geográficas* 62: 87-103.
- Yin F, Lewis P, Gómez-Dans J (2022) Bayesian atmospheric correction over land: Sentinel-2/MSI and Landsat 8/OLI. *Geoscientific Model Development* 15: 7932-7946. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-7933-2022>.