



# **Universidad Nacional Autónoma de México**

Programa de Posgrado en Geografía

Teledetección de superficies quemadas asociadas a incendios forestales entre  
2000-2015 en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua.

## **T E S I S**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN GEOGRAFÍA**

PRESENTA:

**VÍCTOR MANUEL JIMÉNEZ ESCUDERO**

Directora de Tesis:

Dra. Lilia de Lourdes Manzo Delgado

Instituto de Geografía-UNAM

**Ciudad Universitaria, CD. MX., junio de 2017**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

---

## DEDICATORIAS

*A mi mami Araceli Escudero, por estar siempre a mi lado brindándome su apoyo y fortaleza, ser mi fuente de motivación e inspiración para enfrentar los desafíos de la vida y alcanzar mis anhelos.*

*A mi amado David Rosas, por su apoyo incondicional para poder superarme cada día más, brindándome comprensión, cariño y amor.*

*A mis hermanas y sobrinos Nancy, Griselda, Adrián, Gaby y Gris, quienes son parte fundamental en mi vida, que siempre están presentes y acompañándome.*

*A mis amigas y compañeras de posgrado Karina, Erika y Liz, que sin esperar nada a cambio compartieron su conocimiento, alegrías y tristezas.*

---

## AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi gratitud sincera con la Dra. Lilia de Lourdes Manzo Delgado, por su acertada dirección durante el desarrollo del presente estudio, el cual culminó por la paciencia y dedicación que proporciona a sus alumnos. Al Dr. José López García (Instituto de Geografía, UNAM), Dr. Jorge Jiménez Ortega (Facultad de Filosofía y Letras, UNAM), Dr. Raymundo Montoya Ayala (Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM), Mtro José Manuel Espinoza Rodríguez (Facultad de Filosofía y Letras, UNAM) quienes como parte del Comité Sinodal contribuyeron con su invaluable experiencia en la corrección del trabajo con acertadas observaciones, sugerencias y comentarios. Al Dr. Rene Roland Colditz (CONABIO) quien compartió sus conocimientos y experiencia en el procesamiento de series de tiempo, además de proporcionar datos muy valiosos para desarrollo de la investigación. Al Dr. Manuel Suarez Lastra (Instituto de Geografía, UNAM) por su asesoría y revisión de los modelos estadísticos utilizados. Al Lic. Luis Octavio Ramírez Fernández (Facultad de Contaduría y Administración) por su ayuda y paciencia en la creación de documentos en texto plano usando compositores de texto, cual dio lugar a la edición final del trabajo de tesis. Al Ing. Jaime Baray Terrazas (director del Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua), así como M.en C. Oscar Martínez Galván y el Técnico Ignacio Jacquez Espino del área protegida, por su amplio apoyo en el trabajo de campo para la realización de este estudio. Al Instituto de Geografía de la UNAM por el apoyo y facilidades para desarrollarme y aprender constantemente. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico, para realizar los estudios de Maestría en Geografía.

---

*Por la presente declaro que, salvo cuando se haga referencia específica al trabajo de otras personas, el contenido de esta tesis es original y no se ha presentado total o parcialmente para su consideración para cualquier otro título o grado en esta o cualquier otra Universidad. Esta tesis es resultado de mi propio trabajo y no incluye nada que sea el resultado de algún trabajo realizado en colaboración, salvo que se indique específicamente en el texto.*

# Índice general

---

DEDICATORIAS . . . . .	2
AGRADECIMIENTOS . . . . .	3
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>13</b>
<b>1. MARCO DE REFERENCIA</b>	<b>17</b>
1.1. ESTADO DE LA CUESTIÓN . . . . .	17
1.2. PROBLEMATIZACIÓN DEL TEMA . . . . .	23
1.3. JUSTIFICACIÓN . . . . .	24
1.4. OBJETIVO GENERAL . . . . .	25
1.5. OBJETIVOS PARTICULARES . . . . .	25
1.6. HIPOTESIS . . . . .	25
1.7. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO . . . . .	26
1.8. ÁREA DE ESTUDIO . . . . .	38
<b>2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS</b>	<b>☒☒</b>
2.1. MATERIALES Y MÉTODOS . . . . .	45

## ÍNDICE GENERAL

---

2.2. RESULTADOS . . . . .	49
2.3. DISCUSIÓN . . . . .	62
<b>3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOS- QUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.</b>	<b>71</b>
3.1. MATERIALES Y MÉTODOS . . . . .	71
3.2. RESULTADOS . . . . .	76
3.3. DISCUSIÓN . . . . .	84
<b>⊠. CONCLUSIONES</b>	<b>⊠1</b>
<b>A. ANEXO</b>	<b>⊠⊠</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>⊠7</b>

# Índice de Figuras

---

1.1.	Elementos de un proceso de teledetección desde satélites (Labrador <i>et al.</i> , 2012).	28
1.2.	Espectro electromagnético (Chuvienco, 1995).	30
1.3.	Comparación de las bandas y las longitudes de onda de cada sensor Landsat (USGS, 2013).	32
1.4.	Esquema del cubrimiento MODIS Terra el 13 de Noviembre del 2015, tomado con Rapid Response Team ( <a href="https://earthdata.nasa.gov/about/science-system-description/eosdis-components/global-imagery-browse-services-gibs">https://earthdata.nasa.gov/about/science-system-description/eosdis-components/global-imagery-browse-services-gibs</a> ).	33
1.5.	Características de las bandas MODIS (NASA, 2016).	34
1.6.	Cambios que experimenta la firma espectral de la vegetación en relación al nivel de daño sufrido por el incendio (Santis y Vaughan, 2012).	35
1.7.	Localización geográfica del Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.	39
1.8.	Tipos de clima presentes en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.	41
1.9.	Vegetación y diferentes usos de suelo en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.	44
2.1.	Algoritmo BAIM sobre la imagen Landsat-OLI del año 2014, para la discriminación de las superficies quemadas (zonas con mayor brillo) y no quemadas (zonas con menor brillo).	50



## ÍNDICE DE FIGURAS

---

2.2.	(a) Imagen Landsat-TM post-incendio (16 de mayo del 2011, RGB: 743), (b) algoritmo BAIM (línea de color amarillo) sobre la imagen Landsat. . . . .	50
2.3.	Efecto de las sombra de nubes en la identificación de superficies quemadas con el algoritmo BAIM (línea de color amarillo) sobre una imagen Landsat TM (16 de mayo del 2011, RGB: 743). . . . .	51
2.4.	Obtención de las superficies quemadas mediante BAIM (línea amarilla) y los incendios activos identificados por FIRMS (círculos de color azul). . . . .	52
2.5.	Superficies quemadas obtenidas con el algoritmo BAIM (línea de color amarillo) que no contenían al menos un punto de los incendios activos de FIRMS (círculos de color azul). . . . .	53
2.6.	Incendios seleccionados para realizar la validación entre BAIM (línea de color rojo) y ASTER (línea de color amarillo). Los paneles (a) y (b) pertenecen a la imagen ASTER del 22 de mayo de 2008, mientras que los paneles (c), (d) y (e) a la imagen del 16 de junio de 2011 (ambas se muestran en una composición de color RGB: 132). Los círculos en color azul son los incendios activos identificados por FIRMS. . . .	54
2.7.	Matrices de confusión entre el algoritmo BAIM y las imágenes Terra/Aster. De lado izquierdo se encuentran las matrices de la imagen del 22 de mayo de 2008 y de lado derecho las matrices de la imagen del 16 de junio de 2011. . . . .	55
2.8.	Errores de omisión detectados en la validación entre BAIM (línea de color rojo) y Aster (línea de color amarillo), además de los puntos de calor detectados por FIRMS (círculos de color azul). El panel (a) imagen Terra/Aster (16 de junio de 2011), (b) imagen Landsat (24 de junio de 2011). . . . .	56
2.9.	Errores de comisión detectados en la validación entre BAIM (línea de color rojo) y Aster (línea de color amarillo), además de los puntos de calor detectados por FIRMS (círculos de color azul). El panel (a) imagen Terra/Aster (22 de mayo de 2008), (b) imagen Landsat (23 de mayo de 2008). . . . .	57

---

2.10. Evidencia de la presencia del fuego en el área quemada de Yepachi 2008, la cual fue identificada en las imágenes de satélite. . . . .	58
2.11. Evidencia de la presencia del fuego en el área quemada de Yepachi 2008, la cual fue identificada en las imágenes de satélite. . . . .	58
2.12. Árboles sin evidencia de la presencia del fuego en las áreas determinadas como no quemadas por las imágenes de satélite. . . . .	59
2.13. Superficie quemada (ha) en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca a lo largo del periodo 2000-2015. . . . .	60
2.14. Distribución espacial y temporal de superficies quemadas asociadas a incendios forestales ocurridos en Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015. . . . .	61
2.15. Distribución espacial y temporal de superficies quemadas asociadas a incendios forestales ocurridos en Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015. . . . .	62
3.1. Localización de los 3 polígonos de referencia extraídos del inventario cartográfico de superficies quemadas (polígonos en rojo, > 100 ha) y las áreas de referencia adyacentes (polígonos de color azul, >100 ha). . . . .	77
3.2. Comportamiento espectral del $Q_{NDVI}$ máximo anual de un bosque de encino afectado por el fuego en el año 2002. . . . .	78
3.3. Comportamiento espectral del $Q_{NDVI}$ máximo anual de un bosque de pino afectado por el fuego en el año 2008. . . . .	79
3.4. Comportamiento espectral del $Q_{NDVI}$ máximo anual de un bosque mixto de pino-encino afectado por el fuego en el año 2008. . . . .	80

---

## ÍNDICE DE FIGURAS

---

3.5. Cobertura relativa del estrato arbóreo y arbustivo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008. . . . .	82
3.6. Cobertura relativa del estrato herbáceo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008. . . . .	82
3.7. Cobertura basal relativa en el estrato arbóreo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008. . . . .	83
3.8. Cobertura basal relativa en el estrato arbustivo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008. . . . .	84

# Índice de tablas

---

1.1.	Fechas de la misión Landsat (USGS, 2013). . . . .	30
2.1.	Escenas Landat TM/ETM+ y escenas Aster seleccionadas para validar el algoritmo BAIM que cumplieron con las condiciones respecto a los puntos de calor. . . . .	48
3.1.	Características de las superficies obtenidas que solo se han quemado una vez del 2000 al 2015. . . . .	76
A.1.	Umbrales de BAIM establecidos para cada imagen utilizada para cartografiar las superficies quemadas. . . . .	95



# INTRODUCCIÓN

---

La presente investigación abordara una de las problemáticas de gran relevancia en México como son los incendios forestales. En la actualidad el monitoreo de los incendios forestales generalmente se realizan cuando están activos (Ressl-Rainer y Cruz, 2012). Esta información ha sido de gran utilidad para dirigir las brigadas de control y eliminación del fuego y poder elaborar los registros nacionales (CONAFOR, 2015); sin embargo, no se hace un seguimiento posterior de las superficies quemadas, ni se cuenta con representación cartográfica de las mismas, motivo por el cual se considera de gran importancia impulsar este tipo de estudios, principalmente en las Áreas Naturales Protegidas donde están contenidos ecosistemas sensibles al fuego.

En este contexto, el tema central de esta tesis fue analizar las superficies quemadas asociadas con incendios forestales en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua, en un periodo de 16 años (2000-2015), con diferentes herramientas de teledetección las cuales implican la utilización de imágenes de satélite y sistemas de información geográfica para el procesamiento de las mismas. Como parte de los resultados se elaboró la cartografía multitemporal de superficies quemadas y se evaluó la respuesta espectral de la vegetación post-incendio.

Esta tesis de investigación se encuentra organizada en cuatro capítulos los cuales se describen brevemente a continuación.

En el capítulo 1 se describe un marco de referencia donde se presentan y analizan los trabajos realizados sobre la cartografía, seguimiento y evaluación de las superficies quemadas asociadas a incendios forestales a nivel global, los cuales han tenido avances notables a partir de la aplicación de índices espectrales como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus

siglas en inglés), Cociente Normalizado de Quemado (NBR, por sus siglas en inglés) y el Índice de Área Quemada para MODIS (BAIM, por sus siglas en inglés), que son derivados de las imágenes de satélite, cuyos resultados proporcionan elementos importantes para evaluar la distribución espacial y temporal de las superficies quemadas.

Las superficies quemadas a través de la teledetección no sólo abordan temas como la identificación y cartografía de estos eventos, sino también ha demostrado ser adecuada para monitorear, de manera sistemática, la respuesta de la cobertura vegetal post-incendio, mediante la construcción de series tiempo generada con información extraída diariamente de las imágenes MODIS.

Dada la importancia ecológica de los bosques de las ANP en el norte del país y los escasos estudios que cuantifiquen, cartografíen y analicen la regeneración forestal, se eligió un área protegida del estado de Chihuahua donde se han registrado incendios relevantes y frecuentes en la última década, teniendo como objetivo del presente estudio: Analizar la distribución y regeneración de las superficies quemadas asociadas a los incendios forestales en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015, utilizando técnicas de teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Para el desarrollo de la investigación fue necesario conocer la teoría conceptual y metodológica que fundamenta el presente estudio, la cual se encuentra sobre la línea de la corriente del pensamiento geográfico neopositivista donde el análisis se llevó a cabo en el espacio abstracto. Además se describe el área en estudio donde se realizó el presente trabajo, la cual se ubica al suroeste del estado de Chihuahua, entre los paralelos  $28^{\circ} 19'$  y  $28^{\circ} 48'$  latitud Norte y los meridianos  $107^{\circ} 45'$  y  $108^{\circ} 35'$  longitud Oeste, con una superficie de 436, 986 ha.

En el capítulo 2 se hace referencia a la cartografía multitemporal de superficies quemadas, las cuales se obtuvieron con el Índice de Área Quemada para MODIS (BAIM, por sus siglas en inglés), en 62 imágenes Landsat para el periodo en estudio. El resultado obtenido de dicho proceso fue de 91,386.5 ha desde el año 2000 hasta el 2015, lo que supone el 20.9 % del área total de estudio.

En el mapa obtenido se observó la distribución espacial de los incendios, los cuales se concentran en los municipios de Temósachic, Madera, Sahuaripa, y Yécora. Otro aspecto importante que se logró obtener es que los incendios más grandes se encuentran distribuidos en la parte noroeste del

área de estudio; en cambio, al suroeste se localizaron incendios más pequeños pero con mayor frecuencia.

Con dicho análisis, se logró obtener los años con mayor afectación donde destaca el año 2000 (18,510 ha), seguido del año 2011 (16,654.2 ha), 2013 (10,509.6 ha) y 2014 (9970.5 ha). Por otro lado, el tipo de vegetación que mayor ocurrencia de incendios tiene, es el bosques de encino donde casi todos los años estudiados obtuvo la mayor superficie afectada con el 49.9 %, seguido del bosque de encino-pino con el 24.7 %, el bosque de pino-encino con el 14.1 %, el bosque de pino con el 8.3 % y por último la selva baja caducifolia con el 3 %.

En el capítulo 3 se presenta el monitoreo de la regeneración forestal post-incendio en tres diferentes tipos de vegetación como fueron el bosque de encino, el bosque de pino y el bosque mixto de pino-encino. Para estimar la regeneración forestal post-incendio, se utilizó una serie de tiempo de las imágenes del producto MODIS MOD13Q1, que contiene el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) por compuestos de 16 días, de los años 2000 al 2015. Los valores del máximo NDVI anual de las zonas quemadas y control establecidas fueron analizados a través del coeficiente denominado QNDVI.

Con el procesamiento de los datos y la obtención del valor máximo anual de las superficies quemadas y control se obtuvo que el bosque de encino afectado en el año 2002, obtuvo una media pre-incendio de 1.0, la cual fue alcanzada por los valores post-incendio hasta el año 2011, lo cual podría sugerir que el área se encuentra recuperada en el periodo estudiado, con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.62.

En cambio, el comportamiento del QNDVI en un bosque de pino afectado por el fuego en el 2008, obtuvo una media pre-incendio de 1.04, en el cual la distancia de la media pre-incendio y el valor post-incendio del 2015 fue de 0.06, lo cual define que el bosque se encuentra en proceso de regeneración, con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.85, lo cual valida el modelo logarítmico empleado.

Por último, el comportamiento del QNDVI del bosque mixto de pino-encino afectado en el año 2008, el comportamiento medio de los datos pre-incendio fue de 0.92, en el cual, la distancia de los valores post-incendio para el 2015 fue de 0.03, infiriendo nuevamente que la vegetación puede



## ÍNDICE DE TABLAS

---

encontrarse en un proceso de regeneración, esto con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.55.

En el capítulo 4, último de este estudio, se presentan las conclusiones del trabajo de investigación.

# MARCO DE REFERENCIA

---

## 1.1. ESTADO DE LA CUESTIÓN

La cartografía, seguimiento y evaluación de las superficies quemadas asociadas a incendios forestales ha mejorado notablemente en los últimos años producto del desarrollo de la teledetección, que través de sensores remotos, constituye una herramienta útil para el desarrollo de sistemas de prevención, seguimiento y evaluación a diferentes escalas espaciales y temporales. A continuación se reseñan algunos de los principales avances logrados en el campo de la teledetección de áreas quemadas, dando especial énfasis en describir los alcances y las limitaciones de los sensores.

Uno de los primeros trabajos de la cartografía de incendios forestales mediante imágenes de satélite tuvo lugar en el sur de California y norte de Baja California (Minnich, 1983), en el cual se realizó la cartografía para el periodo de tiempo 1972-1980, donde obtuvo como resultado la localización, el año, el tipo de vegetación y la temporada de afectación. Con esto dieron a conocer que los incendios tienen diferentes efectos en distintas comunidades vegetales dependiendo de los procesos de sucesión, la velocidad de crecimiento, el material combustible y el régimen de incendios.

Heredia *et al.*, (2003) al suroeste de Madrid, empleo dos imágenes LANDSAT ETM+, adquiridas antes y después de un importante incendio que afectó a esta zona en agosto de 2002. El principal objetivo del trabajo fue evaluar la idoneidad de diferentes técnicas: índices espectrales (NDVI, IAQ, NBR) y análisis de componentes principales (ACP), para discriminar el área quemada. Entre

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

las técnicas ensayadas, el índice NBR y el ACP ofrecen los mejores resultados, aunque algunas parcelas débilmente quemadas en el interior del perímetro afectado no fueron bien discriminadas. Una vez delimitada la zona quemada, se evaluaron las coberturas de vegetación afectadas, aspecto de especial relevancia para conocer la dinámica espacial posterior al evento.

Con el lanzamiento de nuevos sensores, surgieron otros algoritmos para la detección de áreas quemadas, permitiendo realizar análisis comparativos de algunos de los índices espectrales (BAI, BAIM, NBR y MIRBI) para la cartografía de superficies quemadas en una escala regional. Gómez y Martín (2008), realizaron un estudio en Andalucía y Cataluña, comprobando la consistencia operativa en imágenes MODIS a través de dos test.

El primer test se enfoca a establecer la capacidad de cada índice para discriminar espectralmente las zonas recientemente quemadas respecto a otras cubiertas de una misma imagen post-incendio y el segundo test, evalúa la capacidad de cada índice para identificar las áreas quemadas desde una perspectiva multitemporal, es decir, comparando los valores espectrales previos y posteriores al incendio. Los resultados obtenidos muestran que el BAIM es el índice espectral que cumple mejor con el objetivo de discriminación especialmente para análisis basados en imágenes post-incendio, en cambio el MIRBI, resultó más adecuado para los estudios multitemporales.

Un sistema operativo de gestión de las áreas quemadas debería proporcionar de forma rápida, precisa y económicamente viable los límites de las áreas quemadas durante o inmediatamente después de la temporada de incendios. En este contexto la teledetección ha mostrado ser muy eficaz en la cartografía del área quemada, ya que no solo proporciona una cobertura espacial sino también permite realizar análisis temporales (Santis y Vaughan, 2012).

Un ejemplo de esto es el estudio realizado por Rodríguez (2012), el cual presenta la cuantificación de superficies quemadas en Bolivia para una serie de once años (2000-2010) utilizando el producto de áreas quemadas MCD45A1 del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) con una resolución espacial de 500 m. La validación de este análisis se realizó aplicando el cociente normalizado de quemado (NBR) a imágenes Landsat TM con una resolución de 30 m, permitiendo clasificar las cicatrices de quemado.

El monitoreo de áreas quemadas en Bolivia para la serie de once años mostró que se quemaron

22,013 ha en total, de las cuales el 20 % corresponden a incendios forestales y la mayor parte de las superficies a pastos y sabanas. Históricamente los mayores incendios forestales sucedieron en 2007 y 2010, abarcando superficies de 3,692 ha y 4,343 ha, respectivamente.

En el marco de las actividades realizadas por la Red Latinoamericana de Incendios (RedLatif) y la Red Latinoamericana de Seguimiento y Estudios de los Recursos Naturales (SERENA), se desarrolló el algoritmo AQM2008 para identificar las áreas quemadas en la región sureste de México para el periodo 2008. El método consistió en ajustar los índices espectrales pre y post-incendio NBR (Normalized Burn Ratio) y BAI (Burned Area Index) derivados de los productos de reflectancia de 16 días MCD43B4 del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), tomando como referencia el algoritmo de áreas quemadas AQL2004. La validación se realizó mediante interpretación visual de imágenes Landsat ETM+ en combinación con los registros oficiales de incendios elaborados por la Comisión Nacional Forestal. El algoritmo estimó 52,977.8 ha quemadas de los cuales el 74 % corresponde a terrenos agropecuarios y el 26 % tuvo lugar en bosques templados, selvas tropicales, pastizales y manglares. Los resultados representan una alternativa para analizar el patrón de distribución espacial y temporal de las áreas quemadas, así como identificar zonas de atención prioritaria en materia de incendios (Manzo-Delgado y López, 2013).

Otro estudio realizado en México fue la elaboración de la cartografía multitemporal de áreas quemadas de muy alta relevancia en el país durante el periodo 2000-2014 utilizando el producto mensual MCD45A1, derivado de las imágenes MODIS. Los registros de áreas quemadas se caracterizaron y clasificaron por tamaño, tipo de vegetación, entidad federativa y área natural protegida; evaluando su confiabilidad con imágenes Landsat TM/ETM+. El procedimiento estimó 7,398.89 ha de áreas quemadas; 71 % se presentó en bosques, 18 % en selvas y 11 % en matorrales. Los años de mayor afectación fueron 2011 (1,296 ha), 2005 (796,679 ha) y 2000 (711,958 ha). Las áreas quemadas que rebasaron 3000 ha fueron consideradas de muy alta relevancia, a partir de las cuales se construyó la cartografía multitemporal. Los resultados constituyen una alternativa interesante para analizar el patrón de distribución espacial y temporal, así como identificar zonas de atención prioritaria en materia de incendios (Manzo-Delgado *et al.*, 2015).

En las últimas décadas se ha observado en México la presencia creciente de grandes incendios en áreas protegidas, donde están contenidos ecosistemas sensibles al fuego (CONANP, 2011). El

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

riesgo que existe en las áreas naturales protegidas (ANP) debido a los considerables efectos de los incendios forestales sobre la biodiversidad y la vida humana han impulsado el trabajo en estas zonas.

Ressler *et al.* (2009), utilizaron imágenes NOAA - AVHRR con un procesamiento adaptado a México para el procesamiento de las imágenes nocturnas y las pruebas contextuales durante el día. El algoritmo MOD14 fue ligeramente adaptado y modificado para el procesamiento de MODIS. La ocurrencia de incendio fue evaluada mediante un estudio multitemporal para el periodo de observación a partir de 1999-2007. Para demostrar la presión de los incendios en las ANP, se realizó un estudio no sólo para evaluar su ocurrencia, sino también en una zona de influencia de 10 km alrededor de las áreas como una zona de riesgo potencial.

En los resultados obtenidos se observó una discrepancia entre el número total de incendios diurnos y nocturnos. Más del 80 % de todos los incendios detectados durante el día están relacionados con la actividad humana, en particular la quema agrícola. Además, dichas observaciones muestran un número significativamente mayor de incendios en la zona de riesgo, en comparación con los polígonos de las Áreas Naturales Protegidas. Las diferencias entre las ANP y las zonas de riesgo, así como la diferencia entre el día y la noche, podrían indicar que las actividades antropogénicas predominan en las zonas de amortiguamiento durante el día, lo que subraya la importancia de controlar las zonas adyacentes a las ANP como una zona de amenaza potencial.

También se han realizado estudios más detallados como la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote, Chiapas, usando imágenes Landsat TM/ETM+. El método se basó en una comparación visual de los índices pre y post incendio NBR (Normalized Burn Ratio) y NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), tomando como referencia los registros oficiales de incendios de la CONAFOR y los puntos de calor generados por la CONABIO y FIRMS. El procedimiento estimó 15,652 ha afectadas por 137 incendios durante 1998 - 2012, de las cuales 29 se presentaron en selva tropical y 108 en pastizal, sabana y vegetación secundaria de selva alta. Los años con mayor afectación fueron 1998 (10,526 ha), 2003 (3,043 ha) y 2005 (688 ha). Los resultados representan una alternativa para analizar el patrón de distribución espacial y temporal de las áreas quemadas, así como identificar zonas de atención prioritaria en materia de incendios (Manzo-Delgado *et al.*, 2014a).

En análisis de las áreas quemadas a través de la teledetección no sólo abordan temas como la identificación y cartografía de estos eventos, también ha demostrado ser una técnica adecuada para adquirir información sobre la estimación de la severidad de un incendio (Roldán-Zamarrón *et al.*, 2005) y el monitoreo de la regeneración de las comunidades vegetales afectadas (Díaz-Delgado *et al.*, 1998).

Uno de los trabajos más relevantes en el seguimiento de la regeneración vegetal post-incendio es el de Díaz y Pons (1999), el cual presenta una primera aproximación metodológica a través de la teledetección. Varias áreas quemadas fueron seleccionadas y las variaciones del NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) analizadas a lo largo del periodo anterior y posterior al incendio. A la vista de los resultados, el uso del NDVI fue adecuado para el seguimiento del proceso de regeneración. Las áreas identificadas con una lenta regeneración fueron los bosques de pino, cuya estrategia regenerativa es a través de semilla de forma obligada sin capacidad de rebrote, mientras que los incendios relacionados los encinos se encontraron muy próximos al intervalo previo de variación del NDVI pre-incendio.

En México se registra cada año un promedio de ocho mil incendios forestales, los cuales afectan en diversos grados a los diferentes ecosistemas terrestres del país. El registro histórico en materia de incendios se centra en dos datos básicos: el número de incendios y la superficie afectada. De acuerdo con datos de la Comisión Nacional Forestal (dependencia encargada de este registro) los años más afectados por los incendios, tanto por el número como por la superficie, fueron en 1998 de 849, 632 ha y en el 2011 con 956, 405 ha (CONAFOR, 2013). De acuerdo al Programa Nacional de Prevención de Incendios Forestales, Chihuahua es una de las entidades federativas con mayor número de incendios forestales en el país, entidad que en el 2015 registró 252 incendios y 1,974 ha afectadas (CONAFOR, 2015), datos que al compararlos con el 2011 el estado de Chihuahua registró 1, 687 incendios y 87,920 ha en superficie afectada, año en que el estado recibió el mayor golpe de afectación por el siniestro (CONAFOR, 2011).

Chihuahua representa 12.6 % de la superficie del país y contiene una gran diversidad de paisajes y ecosistemas como pastizales, matorrales y desiertos, característicos de la ecorregión del Desierto Chihuahuense. El estado también tiene una gran importancia por sus relictos de bosques antiguos que provienen de los bosques templados de Norteamérica, los cuales han sido centros de

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

diversificación de los encinos y donde se han registrado más de 7,000 especies de pastos, hierbas, arbustos, árboles y helechos, que corresponden aproximadamente a una cuarta parte del total estimado para México (CONABIO, 2014a).

La alta incidencia de incendios forestales en el estado de Chihuahua ha causado daños sustanciales en los ecosistemas naturales, además de la presencia creciente de grandes incendios en Áreas Naturales Protegidas en donde están contenidos ecosistemas sensibles al fuego (CONANP, 2011). Tal es el caso del Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca (APFFT), la cual reporta la presencia de incendios forestales, principalmente en los bosques de pino. En 2010 la superficie siniestrada fue de aproximadamente 200 hectáreas; sin embargo, se debe tomar en cuenta que en ese año la cantidad de incendios forestales y la superficie siniestrada fue significativamente menor que en años anteriores (CONANP, 2014).

El APFFT se decretó en el año 2000 en una parte de los bosques de pino-encino del oeste del estado de Chihuahua, fue considerada un prototipo de un enfoque diferente de protección de los bosques ya que en lugar de establecer un Parque Nacional o Reserva de la Biosfera con fondos gubernamentales, el área fue creada a través de un acuerdo de colaboración entre la población para aplazar la extracción de madera y gestionar la conservación a largo plazo con fondos aportados por varias organizaciones no gubernamentales (Fulé *et al.*, 2005).

Dos elementos críticos de los ecosistemas protegidos en Tutuaca son vulnerables al fuego: el primero por ser un lugar de reproducción activa de la cotorra serrana (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*) en peligro de extinción, además de considerarse un sitio clave del surgimiento de una asociación internacional entre el Grupo de Gestión del Plan de Supervivencia de Especies en los Estados Unidos y varias instituciones en México (Lamberski y Healy, 2002); el segundo, por contener fragmentos de bosque de pino-encino de viejo crecimiento, que son de importancia para la fauna ya que son áreas de reproducción de la cotorra serrana (Lammertink *et al.*, 1996).

## 1.2. PROBLEMATIZACIÓN DEL TEMA

La evaluación rápida de los efectos producidos por el fuego es uno de los problemas a los que deben hacer frente los países con alta incidencia de incendios forestales. Todavía, los trabajos realizados en los incendios resultan ser muy generales, tanto en las causas como en la localización y delimitación superficial de las áreas afectadas. La inexistencia de una cartografía suficientemente detallada y exhaustiva de éstos y otros aspectos, nos impide disponer de una valiosa información sobre el conjunto de factores relacionados con el problema de los incendios (Chuvienco y Martín, 1998).

Hasta hace muy poco tiempo, la delimitación del área quemada y la evaluación de daños, se realizaban exclusivamente mediante trabajo de campo recorriendo la zona afectada por el incendio lo cual resultaba ser un procedimiento lento y poco preciso. Esta delimitación también puede realizarse a través de la interpretación visual de fotografías aéreas, el cual es un método más preciso pero muy costoso. En los últimos años se han comenzado a aplicar nuevas técnicas que permiten una evaluación más certera de las áreas quemadas, tanto desde el punto de vista estadístico como cartográfico (*op cit*).

Contar con esta información también permitirá profundizar aún más sobre los impactos de los incendios forestales, estimar el grado de severidad (Bastarrika *et al.*, 2011; Cochrane y Schulze, 1999), como también evaluar el tiempo de regeneración de los bosques, diferenciando los grados de perturbación (Morton *et al.*, 2011).

En general, la severidad del fuego se puede relacionar directamente con los procesos de regeneración vegetal que tiene lugar después del incendio, ya que entre más grave sea la severidad mayor será el tiempo en que la vegetación se recupere. Se podría decir que la regeneración vegetal es uno de los indicadores más relevantes del restablecimiento de los ecosistemas que son afectados por los incendios (Caraveo *et al.*, 2015).

La velocidad de regeneración forestal después de un incendio en el contexto actual de cambio global, aún no ha sido cuantificada en numerosos tipos de comunidades vegetales. En muchos casos se desconoce el patrón espacial y el ritmo de sucesión secundaria post-incendio y determinar



## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

la respuesta de la vegetación a corto, medio y largo plazo es fundamental para ejecutar programas de gestión sostenible de las áreas forestales en función del régimen actual de perturbaciones (Camarero, 2011).

### 1.3. JUSTIFICACIÓN

La aportación de la investigación a la geografía se orienta a evaluar espacialmente las superficies quemadas como consecuencia de los incendios forestales, a través del análisis integrado del territorio, basado en el empleo de nuevas tecnologías como la teledetección y los Sistemas de Información Geográfica, que sirven como complemento para la gestión en la prevención, mitigación y monitoreo los efectos indeseables de los incendios forestales.

Los beneficios o aportes adicionales de la investigación van encaminados en tratar de establecer estrategias de monitoreo de las superficies afectadas, siendo de gran importancia para la conservación forestal y que aporten elementos técnicos en la formulación de programas de manejo del fuego en un futuro.

Bajo este enfoque geográfico, el análisis de las superficies quemadas asociadas a los incendios forestales, tiene una clara manifestación territorial ya que se ubica en una dimensión espacial, cuyos efectos constituyen un problema ambiental relevante donde es posible cuantificar y cartografiar el área afectada, además de analizar algunas consecuencias paisajísticas del fuego asociados a los cambios en la cobertura vegetal particularmente la regeneración forestal (Chuvieco *et al.*, 1998).

En la actualidad el monitoreo de los incendios forestales generalmente se realizan cuando están activos (Ressl-Rainer y Cruz, 2012). Esta información ha sido de gran utilidad para dirigir las brigadas de control y eliminación del fuego y poder elaborar los registros nacionales (CONAFOR, 2015); sin embargo, no se hace un monitoreo posterior de las superficies quemadas, siendo muy probable que en ciertas áreas los incendios sean recurrentes año con año, motivo por el cual sería ideal llevar a cabo no sólo el monitoreo de los incendios activos sino también identificar las áreas afectadas, y con ello poder elaborar la cartografía de superficies quemadas, importante para realizar un análisis de la regeneración forestal, principalmente en las ANP.

Dada la importancia ecológica de las ANP en el norte del país y los escasos estudios que cuantifiquen, cartografíen y analicen la regeneración forestal, se propone el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca donde se han registrado quemadas relevantes y concurrentes en las últimas décadas, es por ello que el objetivo del presente estudio es:

### 1.8. OBJETIVO GENERAL

Analizar la distribución y regeneración de las superficies quemadas asociadas a los incendios forestales en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015, utilizando técnicas de teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG).

### 1.8. OBJETIVOS PARTICULARES

Identificar las superficies quemadas del área en estudio utilizando el algoritmo BAIM (Burned Area Index for MODIS) en imágenes Landsat-TM, ETM+ y OLI.

Elaborar la cartografía, caracterizar y cuantificar las superficies quemadas del área en estudio para el periodo 2000-2015.

Analizar la regeneración forestal post-incendio del área en estudio, tomando como base la información obtenida de las series de tiempo del producto NDVI-MODIS.

### 1.8. HIPOTESIS

Un decremento brusco en los valores espectrales de la vegetación post-incendio constituye el principio básico del algoritmo BAIM para identificar las superficies quemadas; por tanto, la aplicación sistemática de este algoritmo constituye una alternativa para elaborar la cartografía de estos eventos. Así mismo, el monitoreo espectral post-incendio basado en los cambios del índice de vegetación NDVI, representa una opción para analizar la regeneración forestal post-incendio.

### 1.7. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

El uso del espacio como un concepto central para los geógrafos y otras ciencias sociales, constituye un rasgo relevante en la diversidad de acepciones en un aspecto destacado del uso de éste. El espacio ha sido, de una forma u otra, componente significativo de la geografía moderna considerándola una ciencia del espacio, o una ciencia de la organización del espacio. El enfoque más tradicional corresponde al naturalista, que interpreta el espacio como medio natural. Esta conceptualización la comparten los enfoques ambientales de la geografía, como los que se refieren a las regiones naturales, así como los que se centran en el paisaje, teniendo todos ellos el entorno físico como referencia. Este es el concepto de espacio que domina la geografía ambiental positivista inicial, tanto en su marco regional como en su desarrollo cultural (Ortega, 2000).

Si la geografía es una ciencia espacial y el espacio sólo es geográfico en relación con el ser humano, con la incorporación de la geografía como ciencia social desde mediados del siglo XX, las distintas acepciones que el espacio geográfico ha ido adoptando en función de las diversas corrientes geográficas, han originado un objeto o enfoque distinto. El positivismo lógico o neopositivismo reafirmó los principios básicos del viejo positivismo dando origen a la geografía neopositivista con sus dos aportaciones: la analítica o teórica y la sistémica. Esta corriente se rige en la ordenación espacial a partir del lenguaje matemático y de las teorías de la localización, especialmente los modelos geométricos, corriente geográfica que habla del espacio abstracto. Dada la influencia cuantitativa y el interés por las técnicas instrumentales y por los Sistemas de Información Geográfica, ha abierto un campo de nuevas perspectivas, un marco de modernidad y una evidente recuperación de las geografías positivistas o empíricas (Pillet, 2004).

Esta corriente del pensamiento geográfico neopositivista donde el análisis se lleva a cabo en el espacio abstracto, es la línea en la cual a continuación se desarrolla la teoría que fundamenta el presente estudio.

Un incendio forestal se define como la propagación del fuego no controlado sobre la vegetación forestal (Rodríguez-Trejo, 1996). El fuego es la liberación de energía en forma de luz y calor producto de la combustión (quema) (*op cit*). El fuego es uno de los factores de disturbio más

comunes en los ecosistemas forestales e influye significativamente en su estructura, composición de especies, dinámica sucesional y funcionamiento (Whelan, 1995). Anualmente los incendios afectan extensas superficies de bosques, matorrales y pastizales, y existe una marcada tendencia al aumento del área afectada (Rowell y Moore, 1999).

Los incendios suelen clasificarse en tres tipos, dependiendo el tipo de vegetación que se quema y la forma en que se propaga (Pynes *et al.*, 1996). Los incendios superficiales son aquellos que se desarrollan sobre el suelo forestal; no alcanzan a quemar las copas de los árboles pero consumen el combustible compuesto por los troncos derribados, ramas, hojas, etc., se caracterizan por su rápida propagación y son los más comunes en México. En los incendios de copa, las llamas suelen pasar de una copa a otra con gran rapidez, normalmente causados por los incendios superficiales, son más frecuentes en los bosques de coníferas aunque poco frecuentes en México. Los subterráneos, se produce en las capas orgánicas del suelo forestal prácticamente sin llamas debido a la escasez de oxígeno y de manera lenta pero persistente, poco frecuente en México (Flores, 2009).

La capacidad de las comunidades vegetales de recuperarse después del incendio se fundamenta en la respuesta individualizada de las especies, podemos decir por tanto, que la regeneración de la cubierta vegetal se producirá a partir de las poblaciones de las especies capaces de sobrevivir y volver a crecer tras el fuego, especies rebrotadoras, y especies germinadoras de las que se establecen nuevas poblaciones, ya sea a partir de semillas que se mantienen en las plantas quemadas o que llegan posteriormente al incendio (Lloret, 2004).

En las últimas décadas, las técnicas de teledetección han constituido una herramienta eficiente para estudiar los incendios forestales, permitiendo dar seguimiento en tiempo real al cambio en la cobertura vegetal post-incendio, y para el análisis de severidad del fuego (Husson, 1985). Así mismo, las técnicas de teledetección han permitido estudiar los procesos de regeneración vegetal debido a los cambios generados por el fuego, utilizando información espectral de la vegetación (Díaz-Delgado y Pons, 2001; Patterson y Yool, 1998).

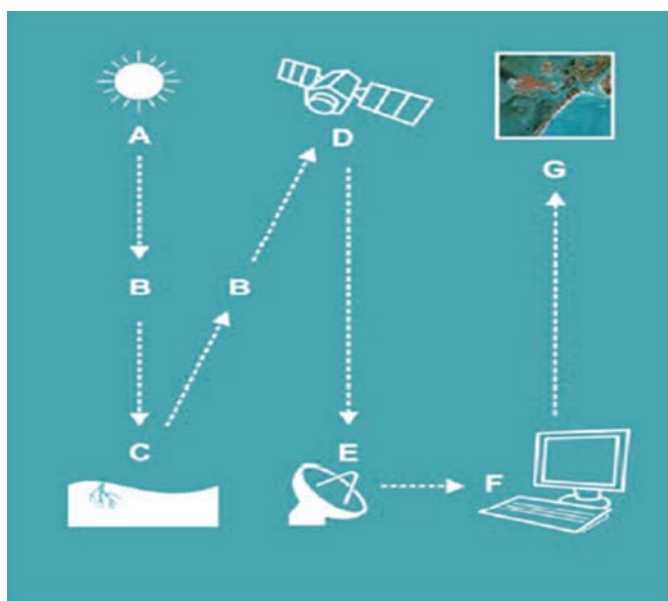
La teledetección puede definirse como la adquisición de la información sobre un objeto a distancia es decir, sin que haya contacto material entre el objeto o sistema observado y el observador (S. López *et al.*, 1991; Sobrino, 2000). El término teledetección se restringe a aquellos

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

métodos que emplean la energía electromagnética reflejada o irradiada por los objetos (Sabins, 2007), de este modo, la teledetección se centra en técnicas de adquisición de información en las zonas del espectro electromagnético comprendidas entre las micro-ondas y los rayos ultravioleta (Pinilla, 1995).

Los elementos involucrados en un proceso de teledetección desde satélites se muestran en la Figura 1.1. El primer requerimiento supone disponer de una fuente de energía que ilumine o provea energía al objeto de interés (cultivo, bosque, mar, ciudad, etc.). El caso más habitual consiste en que esa fuente sea el Sol (A). La radiación solar atraviesa e interactúa con la atmósfera (B) que alcanza la superficie terrestre e interactúa con los objetos que en ella se encuentran. La radiación reflejada dependerá de las características de esos objetos, permitiendo distinguir a unos de otros (C). Un sensor a bordo de un satélite recoge y graba esa radiación reflejada por la superficie terrestre y la propia atmósfera (D). La energía captada por el sensor se transmite a una estación de recepción y procesamiento donde los datos se convierten en imágenes digitales (E). La imagen procesada se interpreta, visualmente y/o digitalmente, para extraer información acerca de los objetos que fueron iluminados (F). El paso final del proceso de teledetección consiste en aplicar la información extraída de la imagen para conseguir un mejor conocimiento de la zona en estudio, revelando nuevas informaciones o ayudándonos a resolver un problema particular (G) (Labrador *et al.*, 2012).



**Figura 1.1.** Elementos de un proceso de teledetección desde satélites (Labrador *et al.*, 2012).

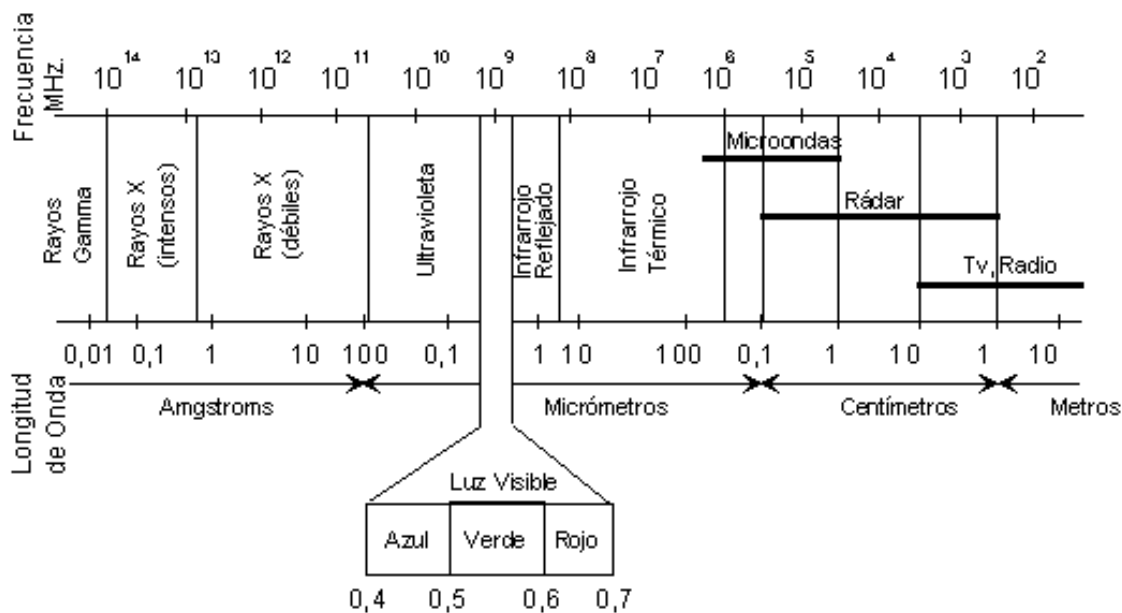
El primer requisito para la teledetección es tener una fuente de energía en forma de radiación electromagnética para iluminar el objeto en estudio (CCRS, 2015). Los diversos tipos de ondas electromagnéticas difieren solo en su longitud de onda y frecuencia. En la Figura 1.2 se expone el espectro electromagnético y los nombres normalmente asociados con los diversos intervalos de frecuencia y longitud de onda. Estos intervalos no están a veces bien definidos y frecuentemente se solapan (Tipler y Mosca, 2005).

Desde el punto de vista de la teledetección Chuvieco (1995), destaca una serie de bandas espectrales que son las más frecuente empleadas con la tecnología actual:

- Espectro visible (0.4 a 0.7  $\mu\text{m}$ ). Se denomina así por tratarse de la única radiación electromagnética que pueden percibir nuestros ojos, coincidiendo con las longitudes de onda en donde es máxima la radiación solar. Dentro de esta región, suelen distinguirse tres bandas elementales, que se denominan azul (0.4-0.5  $\mu\text{m}$ ), verde (0.5-0.6  $\mu\text{m}$ ) y rojo (0.6-0.7  $\mu\text{m}$ ).
- Infrarrojo cercano (0.7 a 1.3  $\mu\text{m}$ ). También se denomina infrarrojo próximo (NIR, por sus siglas en inglés), reflejado o fotográfico, puesto que parte de él puede detectarse a partir de películas dotadas de emulsiones especiales. Resulta de especial importancia por su capacidad para discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.
- Infrarrojo medio (1.3 a 8  $\mu\text{m}$ ). En esta región se entremezclan los procesos de reflexión de la luz solar y de emisión de la superficie terrestre. En el primer caso, hablamos de infrarrojo de onda corta (SWIR, por sus siglas en inglés), que se sitúa entre 1.3 y 2.25  $\mu\text{m}$  y resulta una región idónea para estimar el contenido de humedad en la vegetación o los suelos. Las segunda banda de interés está comprendida entre 3 y 5  $\mu\text{m}$ , y suelen denominarse más propiamente como infrarrojo medio, siendo determinante para la detección de focos de alta temperatura (incendios o volcanes activos).
- Infrarrojo lejano o térmico (8 a 14  $\mu\text{m}$ ). Incluye la proporción emisiva del espectro terrestre, en donde se detecta el calor proveniente de la mayor parte de las cubiertas terrestres.

Hoy en día, muchos satélites, con una variedad de capacidades de visualización de la tierra mapean la superficie terrestre de manera constante, de los cuales para el presente estudio se utilizan las imágenes y productos derivados de dos satélites, Landsat y MODIS (Moderate Resolution

# 1. MARCO DE REFERENCIA



**Figura 1.2.** Espectro electromagnético (Chuvienco, 1995).

Imaging Spectroradiometer), los cuales se describen brevemente a continuación.

Desde 1972, los satélites Landsat han adquirido de forma continua imágenes basadas en el espacio de la superficie terrestre de la Tierra (Tabla 1.1), proporcionando datos que sirven como recursos valiosos para la investigación del uso de suelo o los cambios en la superficie terrestre. Datos útiles para una serie de aplicaciones, incluyendo la silvicultura, la agricultura, la geología, la ordenación del territorio, la investigación en aguas poco profundas de la costa, los arrecifes de coral y la educación. Landsat, es un esfuerzo conjunto del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) y la Administración de Aeronáutica y del Espacio (NASA), la primera dependencia es la encargada de desarrollar los instrumentos de teledetección, la nave espacial y la validación de los instrumentos en el satélite, mientras que la USGS asume la propiedad de gestionar todos los archivos de datos, generación de productos y distribución de datos.

**Tabla 1.1**

*Fechas de la misión Landsat (USGS, [XXXX]).*

Satélite	Lanzamiento	Desarmado	Sensor
Landsat 1	23/Julio/1972	6/Enero/1978	MSS/RBV
Landsat 2	22/Enero/1975	27/Julio/1983	MSS/RBV

## 1.7 MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

---

Satélite	Lanzamiento	Desarmado	Sensor
Landsat 3	5/Marzo/1978	7/Septiembre/1983	MSS/RBV
Landsat 4	16/Julio/1982	15/Junio/2001	MSS/TM
Landsat 5	1/Marzo/ 1984	2013	MSS/TM
Landsat 6	5/Octubre/1993	No alcanzó la orbita	ETM
Landsat 7	15/Abril/1999	En operación	ETM+
Landsat 8	11/Febrero/2013	En operación	OLI/TIRS

---

Landsat 1, 2 y 3 orbitaban a una altitud de 920 kilómetros (572 millas), rodeando la Tierra cada 103 minutos produciendo una cobertura repetida cada 18 días. El sensor primario a bordo Landsats 1, 2, y 3 era el Multispectral Scanner (MSS), con una resolución de imagen de aproximadamente 80 metros en cuatro bandas espectrales que van desde el verde visible a las longitudes de onda del infrarrojo cercano (NIR, por sus siglas en inglés). Hubo una mejora con el Thematic Mapper (TM), sensor a bordo de Landsat 4 y 5, diseñados con varias bandas adicionales en la parte visible del espectro, el infrarrojo de onda corta (SWIR), con mejor resolución espacial de 30 metros para lo visible, NIR y bandas SWIR; además de contener una banda del Infrarrojo térmico (TIR, por sus siglas en inglés) de 120-metros en su resolución. Landsat 7 lleva el Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM), con una resolución de 30 metros en el visible, NIR, SWIR, una banda TIR de 60 metros, y una banda pancromática de 15 metros (USGS, 2013).

El Landsat Data Continuity Mission, llamado Landsat 8 después de la inicialización en órbita y verificación, lleva dos sensores de barrido: el Operational Land Imager (OLI) y el sensor infrarrojo térmico (TIRS), los cuales proporcionan una mejor relación señal a ruido y 12 bits de cuantificación radiométrica de los datos. Las bandas espectrales del sensor OLI, proporcionan una mejora de los instrumentos de las misiones Landsat anteriores, debido a la incorporación de dos nuevas bandas espectrales: un canal en la región visible del azul (banda 1), diseñado específicamente para los recursos hídricos e investigación en zonas costeras, y un nuevo canal infrarrojo (banda 9) para la detección de nubes cirrus. Por otra parte el sensor TIRS recoge dos bandas espectrales en longitudes de onda del infrarrojo térmico, las cuales son una continuación de las imágenes térmicas y de apoyo a las aplicaciones emergentes como la modelización de la evapotranspiración



## 1. MARCO DE REFERENCIA

para monitorizar el uso del consumo del agua de las tierras de regadío (Figura 1.3) (*op cit*).

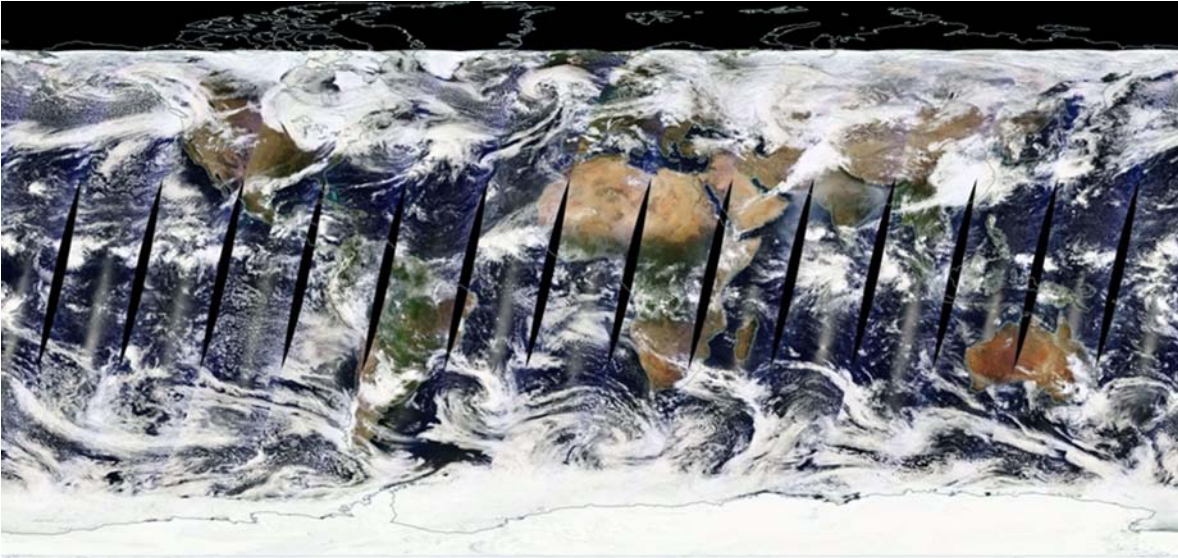
Band designations	Landsat band wavelength comparisons All bands 30-meter resolution unless noted									
	L8 OLI/TIRS		L7 ETM+		L4-5 TM		L4-5 MSS*		L1-3 MSS*	
Coastal/Aerosol	Band 1	0.43–0.45	--	--	--	--	--	--	--	--
Blue	Band 2	0.45–0.51	Band 1	0.45–0.52	Band 1	0.45–0.52	--	--	--	--
Green	Band 3	0.53–0.59	Band 2	0.52–0.60	Band 2	0.52–0.60	Band 1	0.5–0.6 *	Band 4	0.5–0.6 *
Panchromatic	Band 8**	0.50–0.68	Band 8**	0.52–0.90	--	--	--	--	--	--
Red	Band 4	0.64–0.67	Band 3	0.63–0.69	Band 3	0.63–0.69	Band 2	0.6–0.7 *	Band 5	0.6–0.7 *
Near-Infrared	Band 5	0.85–0.88	Band 4	0.77–0.90	Band 4	0.76–0.90	Band 3	0.7–0.8 *	Band 6	0.7–0.8 *
Near-Infrared	--	--	--	--	--	--	Band 4	0.8–1.1 *	Band 7	0.8–1.1*
Cirrus	Band 9	1.36–1.38	--	--	--	--	* Acquired at 79 meters, resampled to 60 meters ** 15-meter (panchromatic) T1 = Thermal (acquired at 100 meters, resampled to 30 meters) T2 = Thermal (acquired at 120 meters, resampled to 30 meters)			
Shortwave Infrared-1	Band 6	1.57–1.65	Band 5	1.55–1.75	Band 5	1.55–1.75				
Shortwave Infrared-2	Band 7	2.11–2.29	Band 7	2.09–2.35	Band 7	2.08–2.35				
Thermal	Band 10 T1	10.60–11.19	Band 6 T2	10.40–12.50	Band 6 T2	10.40–12.50				
Thermal	Band 11 T1	11.50–12.51	--	--	--	--				

**Figura 1.3.** Comparación de las bandas y las longitudes de onda de cada sensor Landsat (USGS, 2013).

Por otro lado el sensor MODIS es un instrumento que se encuentra a bordo de los satélites Terra o EOS-AM (lanzado en diciembre de 1999) y Aqua o EOS-PM (lanzado en mayo de 2002). Terra está programada para pasar de norte a sur cruzando el ecuador en la mañana en su órbita descendente, mientras que Aqua pasa de sur a norte sobre el ecuador en la tarde monitoreando la totalidad de la superficie terrestre cada 1 o 2 días dependiendo de la latitud, un esquema del cubrimiento MODIS se presenta en la Figura 1.4, las cuales están disponibles a partir de Febrero del año 2000 (NASA, 2016).

El instrumento MODIS cuenta con una alta sensibilidad radiométrica (12 bit) en 36 bandas espectrales, en un rango de longitud de onda que va de los 0.4  $\mu\text{m}$  a los 14.4  $\mu\text{m}$  (Figura 1.5). Las primeras 19 bandas están posicionadas en la región del espectro electromagnético entre 0.45 nm y 2.155nm. Las bandas de la 1 a la 17 son útiles para las aplicaciones terrestres; las bandas 8 a la 16 para las observaciones oceánicas y las bandas 17 a 19 para las mediciones atmosféricas. Las bandas 20 a la 36, cubren la porción del infrarrojo térmico del espectro (3,660-14,385 nm). En cuanto a la resolución espacial, las bandas 1-2 se obtienen a 250 m, las bandas 3-7 a 500m y de la banda 8-36 a 1km (NASA, 2016).

La observación de la Tierra que realizan los satélites de teledetección han demostrado ser muy



**Figura 1.4.** Esquema del cubrimiento MODIS Terra el 13 de Noviembre del 2015, tomado con Rapid Response Team (<https://earthdata.nasa.gov/about/science-system-description/eosdis-components/global-imagery-browse-services-gibs>).

valiosas para el estudio y prevención de desastres naturales, como sequías, erupciones volcánicas o inundaciones. Para el caso concreto de los incendios forestales, la teledetección permite abordar un estudio de la zona siniestrada, antes y después de ocurrir el fenómeno, proporcionando información multitemporal de la zona afectada. En consecuencia, para abordar la aplicación de esta técnica al estudio de los incendios forestales, se han de revisar las características espectrales y dominios asociados a este fenómeno, tanto en lo que se refiere al comportamiento radiativo de la vegetación, principal combustible de un incendio, como al incendio en sí mismo (Viedma y Chuvieco, 1994). Las características espectrales y dominios asociados a los incendios forestales o superficies quemadas se describen a continuación.

En el dominio espectral correspondiente al visible (VIS), la reflectividad de una zona quemada se ve incrementada, como consecuencia de la pérdida de clorofila de las hojas y/o el aumento en la proporción de suelo descubierto. Sin embargo, en superficies quemadas muy recientemente con fuegos intensos, donde el predominio de carbón y cenizas es significativo, la reflectividad disminuye considerablemente, dando lugar a confusiones con áreas de poca reflectividad, como las sombras, cuerpos de agua, humedales y bosques densos de coníferas. Esto se debe a que tanto la

## 1. MARCO DE REFERENCIA

Uso principal	Banda	Ancho de banda <sup>1</sup>	Radianza espectral <sup>2</sup>	SNR Requerido <sup>3</sup>
Límites de Tierra/Nubes/ aerosoles	1	620 - 670	21.8	128
	2	841 - 876	24.7	201
Propiedades de Tierra/ Nubes/aerosoles	3	459 - 479	35.3	243
	4	545 - 565	29.0	228
	5	1230 - 1250	5.4	74
	6	1628 - 1652	7.3	275
	7	2105 - 2155	1.0	110
Color del océano / fitoplancton/biogeoquímica	8	405 - 420	44.9	880
	9	438 - 448	41.9	838
	10	483 - 493	32.1	802
	11	526 - 536	27.9	754
	12	546 - 556	21.0	750
	13	662 - 672	9.5	910
	14	673 - 683	8.7	1087
	15	743 - 753	10.2	586
	16	862 - 877	6.2	516
Vapor de agua atmosférico	17	890 - 920	10.0	167
	18	931 - 941	3.6	57
	19	915 - 965	15.0	250
Temperatura de la superficie/ nubes	20	3.660 - 3.840	0.45(300K)	0.05
	21	3.929 - 3.989	2.38(335K)	2.00
	22	3.929 - 3.989	0.67(300K)	0.07
	23	4.020 - 4.080	0.79(300K)	0.07
Temperatura atmosférica	24	4.433 - 4.498	0.17(250K)	0.25
	25	4.482 - 4.549	0.59(275K)	0.25
Vapor de agua de nubes Cúmulus	26	1.360 - 1.390	6.00	150(SNR)
	27	6.535 - 6.895	1.16(240K)	0.25
	28	7.175 - 7.475	2.18(250K)	0.25
Propiedades de las nubes	29	8.400 - 8.700	9.58(300K)	0.05
Ozono	30	9.580 - 9.880	3.69(250K)	0.25
Temperatura de la superficie/nubes	31	10.780 - 11.280	9.55(300K)	0.05
	32	11.770 - 12.270	8.94(300K)	0.05
Altitud de las nubes	33	13.185 - 13.485	4.52(260K)	0.25
	34	13.485 - 13.785	3.76(250K)	0.25
	35	13.785 - 14.085	3.11(240K)	0.25
	36	14.085 - 14.385	2.08(220K)	0.35

<sup>1</sup>Bandas de la 1 a la 19 están en nm; Bandas de la 20 a la 36 en  $\mu\text{m}$ .

<sup>2</sup> Los valores de radianza espectral ( $\text{W}/\text{m}^2 \cdot \mu\text{m}\cdot\text{sr}$ ).

<sup>3</sup> SNR = relación señal-ruido.

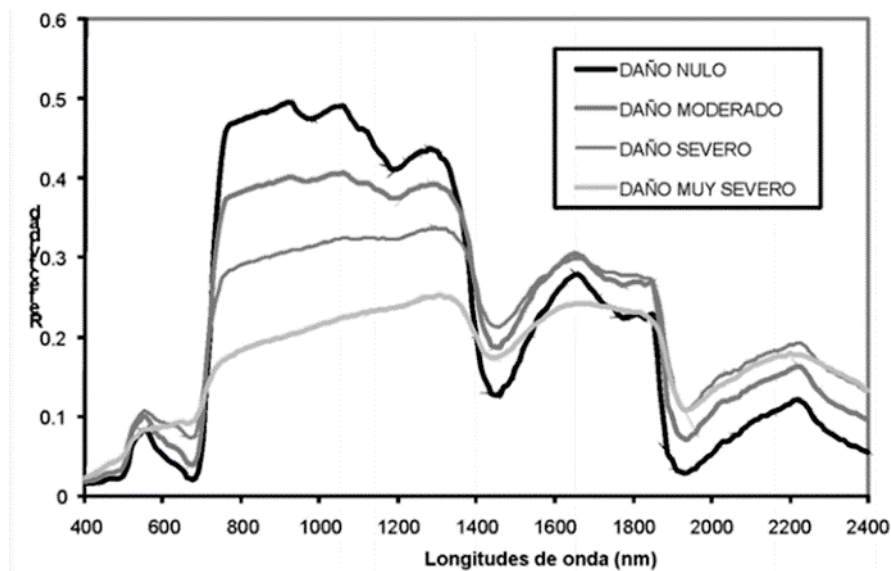
<sup>4</sup>  $\text{NE}(\Delta)\text{T}$  = Diferencia de temperatura equivalente al ruido.

**Nota:** Objetivo de rendimiento es del 30-40% mejor que la requerida

**Figura 1.5.** Características de las bandas MODIS (NASA, 2016).

clorofila como la ceniza /carbón tienen reflectividades muy bajas en el VIS. Esas similitudes reducen la posibilidad de usar el rango del visible para discriminar superficies quemadas (Pereira-José *et al.*, 1999; Santis y Vaughan, 2012). El infrarrojo cercano (IRC) es la región del espectro donde la señal de las superficies quemadas recientemente es más evidente, especialmente cuando la cantidad de combustible quemado es alta, ocasionando de esta manera, una disminución de la reflectividad. Los cambios en la respuesta espectral provocados por las áreas quemadas en el infrarrojo medio de onda corta (SWIR) llevan a un aumento de la respuesta, por la disminución de humedad en los tejidos de las plantas. El incremento de la reflectividad en el SWIR es mayor que en el espectro VIS (Pereira-José *et al.*, 1999; Santis y Vaughan, 2012).

En conclusión como se puede observar en la Figura 1.6, el deterioro de la estructura interna de la hoja, la disminución de clorofila y contenido de humedad en la vegetación afectada por un incendio, conducen a un aumento de la respuesta espectral en las longitudes de onda del visible e infrarrojo de onda corta (SWIR) y una pérdida en el infrarrojo cercano (NIR) (White *et al.*, 1996).



**Figura 1.6.** Cambios que experimenta la firma espectral de la vegetación en relación al nivel de daño sufrido por el incendio (Santis y Vaughan, 2012).

El análisis de las bandas espectrales sensibles para la detección de áreas quemadas ha resultado útil para el desarrollo de diversos índices basados en combinaciones espectrales para la elaboración de productos y cartografía de dichas áreas a diversas escalas: global, regional y local. La impor-

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

tancia de estos productos radica en la posibilidad de obtener información de la superficie total quemada, la cantidad de incendios, sus características (tamaño y perímetro), patrones espaciales y dinámicas temporales asociadas al tipo de vegetación afectado e inclusive a los niveles de daño que ocasionaron estas perturbaciones (Chuvieco *et al.*, 2008). El índice utilizado para uno de los fines del presente estudio es el Índice de Área Quemada para MODIS (BAIM, por sus siglas en inglés), el cuales se describe con mayor detalle a continuación.

El BAIM es una adaptación del BAI el cual se basa en el concepto de la inversa de la distancia euclidiana de cada pixel en la imagen a un punto de convergencia definido en un espacio bidimensional (cuyos ejes son la banda del Infrarrojo Cercano y la banda del Infrarrojo de Onda Corta) que representa las características espectrales de las áreas recientemente quemadas. Por su definición como inversa de la distancia, el BAIM tiende a presentar valores altos en las zonas quemadas (Gómez-Nieto y Martín, 2008; Martín-Isabel *et al.*, 2005; Trigg-S y Flasse, 2000).

$$BAIM = \frac{1}{(\rho_{cNIR} - \rho_{NIR}) + (\rho_{cSWIR} - \rho_{SWIR})}$$

Donde,  $\rho_{NIR}$  y  $\rho_{SWIR}$  son los valores de reflectividad en el Infrarrojo Cercano (0.76-0.90 $\mu$ m) y el Infrarrojo de Onda Corta (2.08-2.35 $\mu$ m), banda 4 y 7 en Landsat TM, ETM+ y bandas 5 y 7 en OLI;  $\rho_{cNIR}$  y  $\rho_{cSWIR}$  son los valores de convergencia para el infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta respectivamente; siendo  $\rho_{cNIR} = 0.05$  y  $\rho_{cSWIR} = 0.2$  (Bastarrika *et al.*, 2011).

En un ambiente post-incendio, las superficies quemadas son poco reflectivas en el NIR, asociado a las alteraciones estructurales de la vegetación; en contraste, con el SWIR, que son muy reflectivas debido a la pérdida de agua en el suelo y la vegetación (Manzo-Delgado y López, 2013). El BAIM es el índice espectral que cumple mejor con el objetivo de discriminación, especialmente para análisis basados en imágenes post incendio porque la información del NIR y SWIR como ya se mencionó presentan un mayor contraste en este tipo de superficies (Gómez-Nieto y Martín, 2008).

Con el avance de nuevos satélites en órbita se han podido desarrollar otros algoritmos y productos para la evaluación y monitoreo de las áreas quemadas, como es el caso del satélite MODIS y los productos de incendios del sensor Terra y Aqua.

El primero en desarrollarse después de los 2 años de experiencia en el manejo de los datos

del satélite MODIS, fue el algoritmo de detección de incendios activos, el cual fue creado para las imágenes AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) y mejorado en las imágenes MODIS. Este algoritmo mejorado ofreció una mayor sensibilidad a los incendios más pequeños, menos intensos en su temperatura, así como una tasa de falsas alarmas significativamente menor (Giglio *et al.*, 2003). Los datos de la localización de los incendios activos son distribuidos por el Fire Information Resource Management System (FIRMS) en la Universidad de Maryland (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms>).

Los archivos históricos oficiales pueden localizarse por el nombre de Producto Global Mensual de Localización de Incendios, denominado MCD14ML; la nueva Colección 5 de los Productos de Incendios Activos, contiene la información para cada pixel asociada a un incendio discriminado por el sensor Terra o Aqua MODIS (Giglio, 2013). Cabe resaltar que los productos mensuales del instrumento Terra sólo están disponibles a partir del mes de noviembre del 2000, considerándose una limitante para tener un registro completo de incendios activos para los meses restantes de dicho año (Giglio *et al.*, 2003).

Otro insumo que se utiliza en el presente estudio es el producto MODIS de Índice de vegetación (MOD13Q1) que proporciona información consistente para monitorear la actividad fotosintética de la vegetación, siendo de gran relevancia para monitorear los cambios estacionales e inter-anales de la cobertura vegetal de superficie terrestre. Dicho monitoreo se realiza a partir de la construcción de mapas de Índices de Vegetación (IV), en formato raster, generados a partir de compuestos de 16 días, con resolución espacial de 250 m, 500 m, 1 km y 0.05°, divididos en recuadros, denominadas tiles, que cubren una superficie aproximada de 1200 por 1200 km (en el ecuador), en proyección Sinusoidal (Didan-Kamel *et al.*, 2015).

La base teórica de los índices de vegetación es derivada del análisis de las firmas espectrales típicas de las hojas. La energía reflejada en el visible es muy baja como resultado de la alta absorción de la actividad fotosintética de los pigmentos, con una máxima absorción en los valores de las longitudes de ondas del azul (470 nm) y el rojo (670 nm). Casi toda la radiación del infrarrojo cercano (NIR) se dispersa (refleja y transmite) con muy poca absorción, en una forma dependiente de las propiedades estructurales del dosel. Como resultado, del contraste de la respuesta entre el rojo y el infrarrojo cercano, es una medida sensible de la cantidad de vegetación, con máximas

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

diferencias de color rojo e infrarrojo cercano que ocurre con una cobertura de dosel completa y un mínimo contraste sobre objetos con poca o sin vegetación. Para cantidades de baja y media vegetación, el contraste es el resultado de ambos cambios de color rojo y NIR, mientras que en cantidades más altas de vegetación, solo el NIR contribuye a aumentar los contrastes como la banda roja se satura debido a la absorción de clorofila (Didan-Kamel *et al.*, 2015).

El índice de vegetación de diferencia normalizada NDVI se produce mediante el cálculo del cociente normalizado de la banda del infrarrojo cercano y la banda del rojo. Es comúnmente expresado como:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$$

El NDVI es una transformación normalizada de la reflectancia del NIR y el Rojo,  $\rho_{NIR}/\rho_{Rojo}$ , diseñado para estandarizar los valores del IV entre -1 y 1. Una de las ventajas que tiene el NDVI es el minimizar cierto tipo de ruido en la correlación positiva de bandas y las influencias atribuidas a las variaciones en la radiación directa, difusa, con las nubes, sobras de nubes, la topografía y la atenuación atmosférica (Huete-Alfredo *et al.*, 2002).

### 1.8. ÁREA DE ESTUDIO

El Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca se localiza en el norte de la República Mexicana, entre el extremo oeste del límite del estado de Chihuahua en los municipios de Temósachic, Guerrero, Matachi, Madera, Moris, Ocampo, Arivechi, y el extremo este del estado de Sonora en los municipios de Yécora y Sahuaripa, comprendida entre los paralelos 28° 19' y 28° 48' latitud Norte y los meridianos 107° 45' y 108° 35' longitud Oeste (Figura 1.7). La superficie del ANP es de 436, 985.67 hectáreas, con rangos altitudinales que van desde los 400 hasta los 2,760 metros (CONANP, 2014).

En cuanto a las características físico-geográficas del área en estudio, se describen a continuación el clima y el tipo de vegetación, las cuales se consideran relevantes para los objetivos del presente estudio.

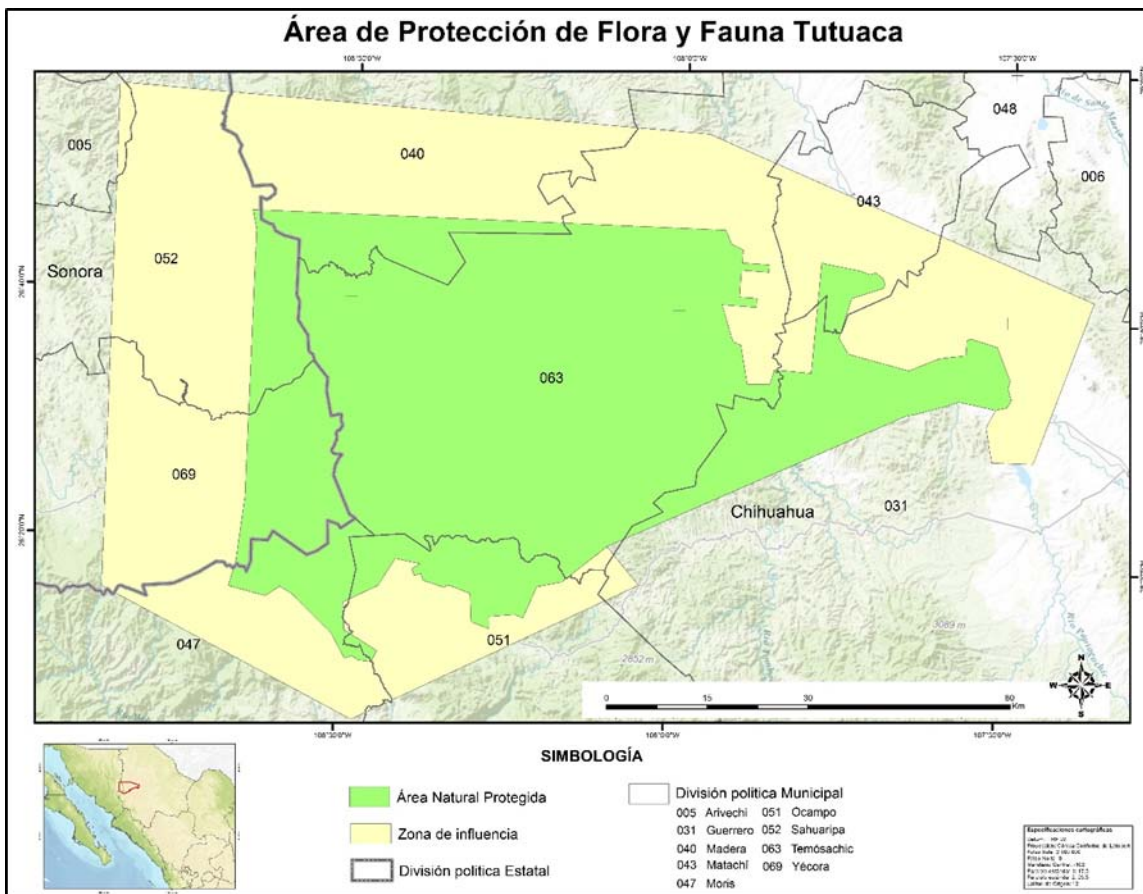


Figura 1.7. Localización geográfica del Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.



## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

Los principales climas presentes dentro del ANP se observan en la Figura 1.8 y se describen brevemente a continuación:

Clima semicálido subhúmedo, con temperatura media anual mayor a 18°C, temperatura del mes más frío menor a 18°C, temperatura del mes más caliente mayor a 22°C, precipitación del mes más seco menor a 40 mm, lluvias de verano con índice de precipitación total menor a 43.2 y porcentaje de lluvia invernal de 5 % a 10.2 % del total anual.

Clima semiárido semicálido, con temperatura media anual mayor a 18°C, temperatura del mes más frío menor a 18°C, temperatura del mes más caliente mayor a 22°C, precipitación del mes más seco menor a 40 mm y lluvias repartidas todo el año, con un porcentaje de lluvia invernal mayor a 18 % del total anual.

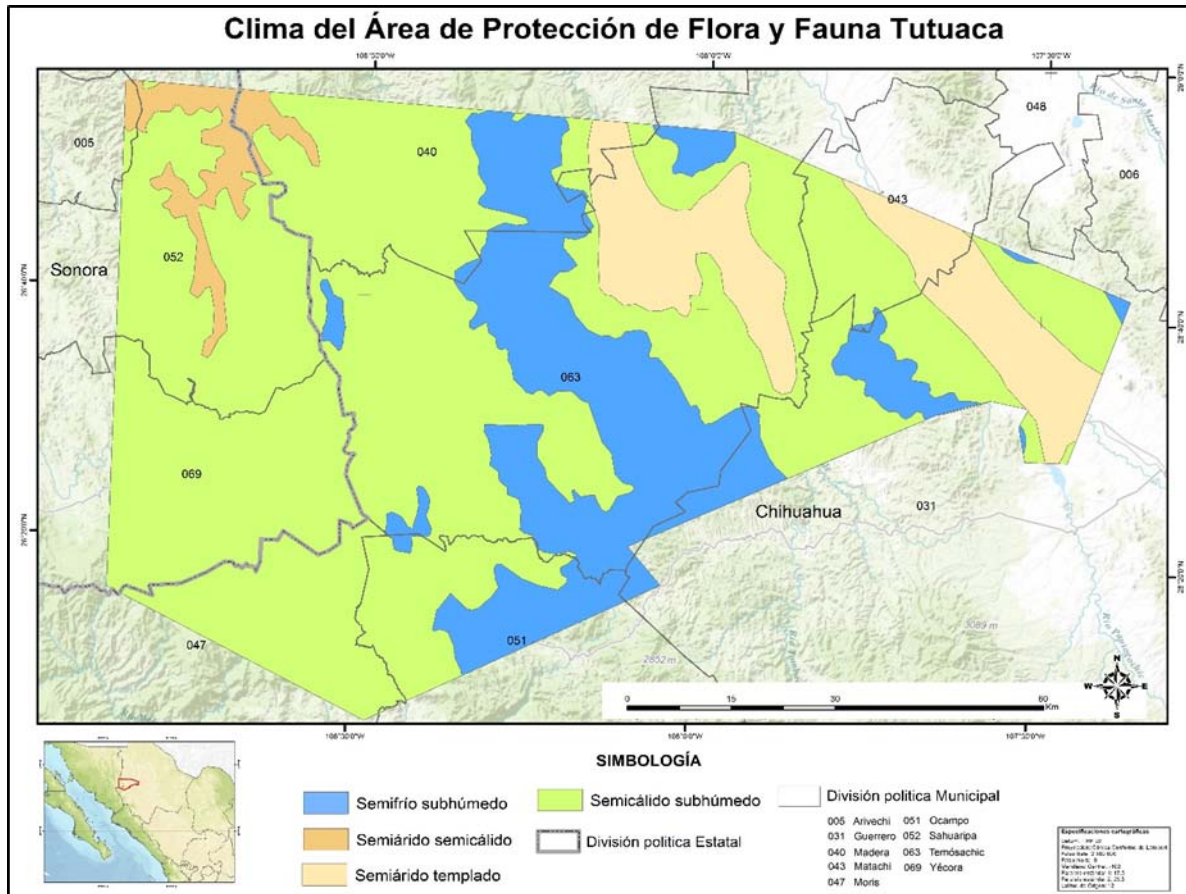
Clima semiárido templado, con temperatura media anual entre 12 y 18°C, y temperatura del mes más frío entre -3 y 18°C, temperatura del mes más caliente menor de 22°C. Lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 % al 10.2 % del total anual.

Clima semifrío subhúmedo, con verano fresco largo, temperatura media anual entre 5°C y 12°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C, temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación en el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 % al 10.2 % del total anual (García-Enriqueta, 1998; INEGI, 2000).

El uso de suelo y vegetación que caracteriza al Área de Protección de Flora y Fauna corresponde principalmente a bosque de encino, encino-pino, pino-encino y pino de acuerdo con la clasificación de INEGI (2013) teniendo además otro tipo de comunidades vegetales de menor dominancia así como diferentes usos de suelo en el sitio.

El área en estudio cuenta con 22 categorías de uso de suelo y vegetación, las cuales fueron agrupadas en 12 tipos para un mejor manejo de la información (Figura 1.9). A continuación se hace una descripción general de cada una de ellas de acuerdo con la clasificación de la guía de interpretación de INEGI (2015) y el programa de manejo del Área Natural Protegida (CONANP, 2014).

Los bosques de encino, son comunidades vegetales distribuidas en los macizos montañosos de



**Figura 1.8.** Tipos de clima presentes en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.

## 1. MARCO DE REFERENCIA

---

México. Se desarrollan en muy diversas condiciones ecológicas desde el nivel del mar hasta los 3000 m de altitud. Estas comunidades están formadas por diferentes especies de encinos o robles del género *Quercus* (más de 200 especies en México).

El bosque de encino-pino se encuentra en partes altas relativamente planas, en laderas con pendientes regulares y con exposiciones hacia el este y al sureste; se presentan en tamaños de 5 a 15 metros. Las especies más comunes son: *Quercus sideroxyla*, *Quercus arizonica* y *Quercus durifolia*; mientras que los pinos codominantes en esta área son: *Pinus engelmannii*, *Pinus leiophylla*, *Pinus chihuahuana*, *Pinus lumholtzii* y *Pinus arizonica*.

En cuanto a los bosques de pino-encino; Son comunidades vegetales características de las zonas montañosas de México. Se caracterizan por estar mezclada con coníferas de hoja aciculada y latifoliadas de hoja laminar, con las cuales forma una de las asociaciones más conocidas; las especies más comunes en el estrato arbóreo son: *Pinus arizonica*, *Pinus durangensis*, *Pinus engelmannii*, *Pinus lumholtzii*, *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus chihuahuana*. Los encinos más característicos que se mezclan con estos pinos son: *Quercus sideroxyla*, *Quercus rugosa*, *Quercus durifolia* y *Quercus arizonica*; es muy común la abundancia de *Juniperus monosperma*, sin faltar la presencia distintiva de *Arbutus arizonica*, *Arctostaphylos arizonica*, *A. glandulosa* y *A. pungens*.

Los bosques de pino están constituidos por vegetación arbórea, que corresponde a las regiones templadas y semifrías con diferentes grados de humedad, por lo común con mínima variación de especies y algunas veces con presencia de bejucos. Se desarrolla generalmente en las zonas montañosas del país; sus características florísticas, ecológicas y fisonómicas han dado lugar a la clasificación de un gran número de tipos vegetativos. Los principales géneros dominantes en estos tipos de bosques incluyen *Pinus* (pinos), *Abies* (Oyamel, Abeto), *Cupressus* (Cedro), *Pseudotsuga* (Ayarín, Pinabete), *Picea* (Pinabete) y *Juniperus* (Táscate, Cedro, Enebro, Ciprés).

La selva baja caducifolia se desarrolla en condiciones climáticas en las que predominan los tipos semiárido templado y semicálido subhúmedo. Se le encuentra desde el nivel del mar hasta unos 1,900 m, rara vez hasta 2,000 m de altitud, principalmente sobre laderas de cerros con suelos de buen drenaje. Los componentes arbóreos de esta selva presentan baja altura, normalmente de 4 a 10 metros, muy rara vez de hasta 15 metros o un poco más. Las formas de vida suculentas son

frecuentes, especialmente en los géneros *Agave*, *Opuntia*, *Stenocereus* y *Cephalocereus*.

El bosque de Ayarín es una comunidad que se encuentra en lugares muy localizados y en pequeños manchones de la Sierra Madre Occidental en los estados de Sonora, Chihuahua, Durango y Coahuila. Este bosque se desarrolla en condiciones similares al de Oyamel, aunque suele estar formado por *Pseudotsuga spp.* o *Picea spp.*; y a veces se encuentra mezclado con Cedro blanco (*Cupressus sp.*) y Álamo (*Populus sp.*).

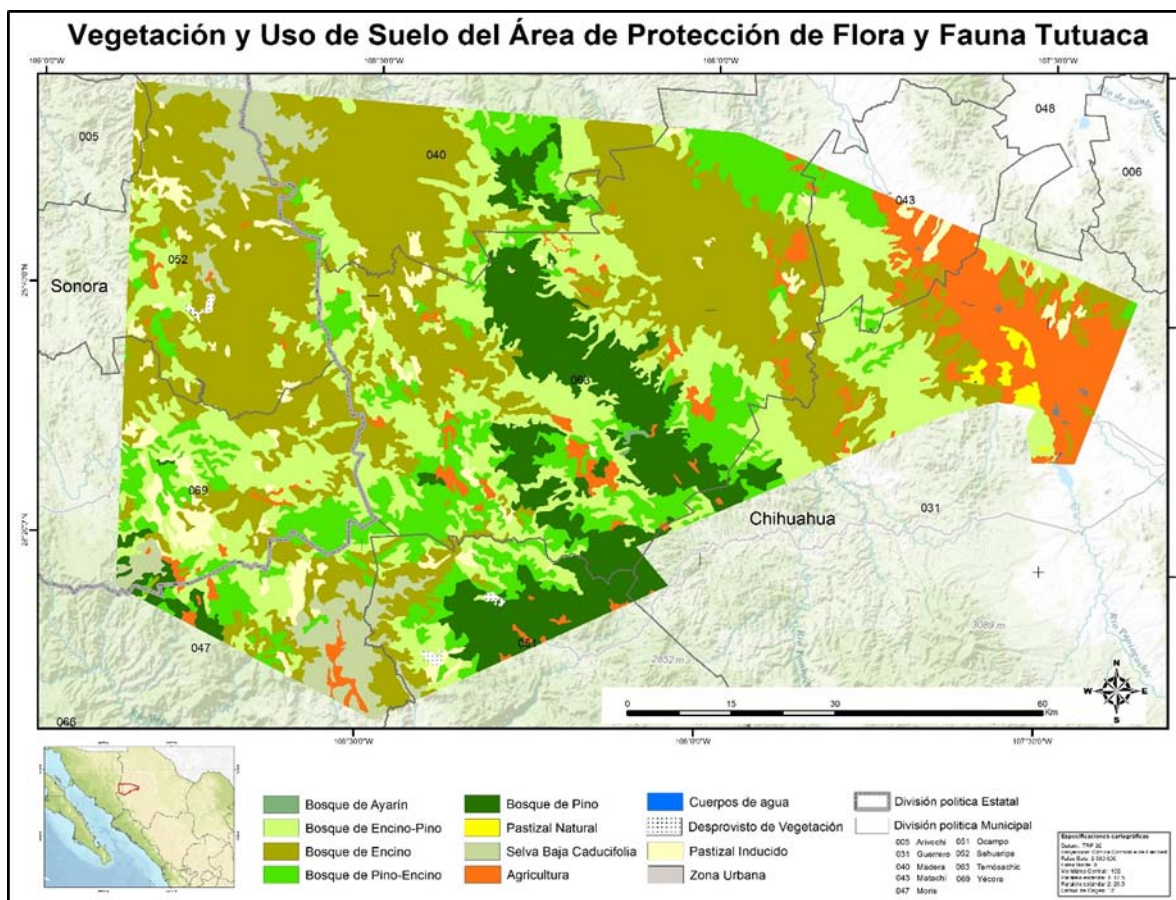
El pastizal natural es una comunidad dominada por especies de gramíneas, en ocasiones acompañadas por hierbas y arbustos de diferentes familias. Esta comunidad pertenece a la extensa zona de pastizales naturales que corre sobre el Altiplano a lo largo de la base de la Sierra Madre Occidental desde el noroeste de Chihuahua hasta el noreste de Jalisco. Mientras la presencia de algunas gramíneas está determinada por el clima, muchas otras son favorecidas, al menos en parte, por las condiciones del suelo o bien por el disturbio ocasionado por el hombre y sus animales domésticos.

En cuanto el uso de suelo destaca la agricultura en la cual se presentan sus diferentes tipos que se clasifican de acuerdo con el suministro de agua a los cultivos, los cuales para el área son de dos tipos: temporal y riego. Por su duración, los cultivos se clasifican en anuales y permanentes.

El pastizal inducido, está dominado por gramíneas y aparece como consecuencia del desmonte de cualquier tipo de vegetación; también puede establecerse en áreas agrícolas abandonadas o bien como producto de áreas que se incendian con frecuencia. Los pastizales inducidos algunas veces corresponden a una fase de la sucesión normal de comunidades vegetales, cuyo clímax es por lo común un bosque o un matorral. A consecuencia del pastoreo intenso o de los fuegos periódicos, o bien de ambos factores, se detiene a menudo el proceso de sucesión y el pastizal inducido permanece como tal mientras perdura la actividad humana que lo mantiene.

Por último, los cuerpos de agua, el área desprovista de vegetación, los asentamientos humanos, zonas urbanas; son elementos que no forman parte de la cobertura vegetal ni de las áreas manejadas pero que incide en su distribución nacional.

# 1. MARCO DE REFERENCIA



**Figura 1.9.** Vegetación y diferentes usos de suelo en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.

# CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

## 2.1. MATERIALES Y MÉTODOS

Las imágenes elegidas para elaborar la cartografía multitemporal de superficies quemadas fueron Landsat TM, ETM y OLI, path/raw 33/40 y 34/40, de los meses febrero a julio, del periodo 2000 a 2015. Las imágenes fueron revisadas, seleccionadas y descargadas del Visualizador Global del Servicio Geológico de los Estados Unidos (<http://glovis.usgs.gov/>), eligiendo las que presentaran porcentaje de nubes menor a 20 % y nivel de procesamiento L1G (corregidas geométrica y radiométricamente). De manera paralela se revisaron y descargaron los productos mensuales de incendios forestales MCD14ML, periodo 2001- 2015, derivados de las imágenes MODIS, distribuidos por el programa FIRMS (Fire Information for Resource Management System) (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms/active-fire-data>). La información de incendio del año 2000, fue cubierta por los puntos de calor de Sistema de Alerta de Incendios de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (<http://incendios1.conabio.gob.mx/>).

Las imágenes obtenidas fueron pre-procesadas antes de adquirir cualquier otra información útil para el presente estudio, y así eliminar el ruido por las posibles distorsiones provocadas, en su mayor parte, por la interferencia de los componentes atmosféricos en la radiación reflejada

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

por la superficie. Este tipo de correcciones se hace especialmente necesaria cuando se trata de realizar estudios multitemporales, puesto que los factores que afectan a una imagen no suelen ser comparables a los que experimenta otra fecha distinta. En este estudio, las imágenes fueron calibradas radiométricamente, de tal forma que los valores originales registrados en cada banda se transformaron a valores de reflectividad en el caso de los canales ópticos y a temperatura de brillo en los canales térmicos (Chuvienco *et al.*, 1998).

Una vez corregidas las imágenes, en el Software ENVI 5.1, se aplicó el algoritmo seleccionado para generar la cartografía de las superficies quemadas de los 16 años. El Índice de Área Quemada para MODIS (BAIM, por sus siglas en inglés), también ha sido utilizado con imágenes Landsat (Bastarrika *et al.*, 2011), dicho algoritmo está definido por la siguiente ecuación:

$$BAIM = \frac{1}{(\rho_{cNIR} - \rho_{NIR}) + (\rho_{cSWIR} - \rho_{SWIR})}$$

Donde,  $\rho_{NIR}$  y  $\rho_{SWIR}$  son los valores de reflectividad en el Infrarrojo Cercano (0.76-0.90 $\mu$ m) y el Infrarrojo de Onda Corta (2.08-2.35 $\mu$ m), banda 4 y 7 en Landsat TM, ETM+ y bandas 5 y 7 en OLI;  $\rho_{cNIR}$  y  $\rho_{cSWIR}$  son los valores de convergencia para el infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta respectivamente; siendo  $\rho_{cNIR} = 0.05$  y  $\rho_{cSWIR} = 0.2$  (Bastarrika *et al.*, 2011; Gómez-Nieto y Martín, 2008; Trigg-S y Flasse, 2000).

El establecimiento del umbral de BAIM, que separa superficies quemadas de no quemadas, se fundamentó en la importante dificultad que presentan las metodologías basadas en umbrales, que estos son espacial y temporalmente variables (Fraser *et al.*, 2000). En el presente estudio se utilizaron umbrales dinámicos siendo los más recomendables (Justice-Christopher *et al.*, 1996); el ajuste de estos se realizó de forma visual con el apoyo de las imágenes originales en una composición de color RGB: 743, en la cual los incendios aparecen de forma nítida con unos colores rojizos-granates muy característicos (Chuvienco *et al.*, 2002; Key-Carl y Benson, 1999), con este realce de colores se localizó el incendio más grande en la escena y algunos pares de los más pequeños utilizados para realizar el ajuste en aquellos valores que cubrían dichas zonas seleccionadas con el algoritmo aplicado.

Con la finalidad de seleccionar solamente las superficies quemadas asociadas a incendios forestales (bosques, selvas y matorrales), se aplicó una máscara derivada del mapa digital de

uso de suelo y vegetación, serie V (INEGI, 2013) para eliminar los registros asociados a quemas agropecuarias (agricultura y pastizal inducido), cuerpos de agua y zonas urbanas (González-Alonso *et al.*, 2007; Manzo-Delgado *et al.*, 2015). La imagen final quemado-no quemado fue convertida a formato vectorial (capa de polígonos).

La topografía accidentada del área en estudio, ocasionó una fuerte aparición de superficies quemadas mal clasificadas por el efecto de las sombras, que fue corregido utilizando los puntos de calor del producto MCD14ML, dejando solo aquellos perímetros que contenían al menos un punto de calor. Un último análisis visual sirvió para recuperar aquellos polígonos que se consideraron afectados por el fuego, aunque no hubieran presentado puntos de calor en su interior (González-Alonso *et al.*, 2007). Este último proceso dio lugar a la obtención de las superficies quemadas en cada una de las imágenes Landsat procesadas.

Posteriormente, los resultados obtenidos fueron procesados con el Software ArcGIS 10, para calcular las superficies de cada registro, seguido de la caracterización por tipo de vegetación, utilizando la cartografía digital de uso de suelo y vegetación, serie V, desarrollada por el Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI, 2013), y así identificar los tipos de vegetación y periodos donde se presentaron con mayor frecuencia estos eventos.

La evaluación de la precisión y la exactitud de resultados obtenidos de información espacial en estudios de teledetección ha sido un componente crítico (Congalton y Green, 1999), pero algunos estudios han incluido procesos para validar los resultados en muestreos de campo o basados en imágenes de alta resolución espectral (Chuvieco *et al.*, 2008).

En el presente estudio, para comprobar el grado de confianza de las superficies quemadas obtenidas con el algoritmo BAIM, se utilizaron los perímetros de superficies quemadas delimitados en imágenes ASTER (The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer).

Como apoyo para la selección de las imágenes ASTER convenientes para realizar la validación, se utilizaron los incendios activos identificados como puntos de calor (MCD14ML) por el programa FIRMS (Fire Information for Resource Management System), con la finalidad de obtener aquellas que fueron capturadas después de las fechas de inicio y término de los incendios de acuerdo con los puntos de calor y con una fecha de captura próxima a las imágenes Landsat procesadas, evitando



## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

algún error en zonas que siguieran quemándose después del paso del satélite (Tabla 2.1).

La búsqueda y adquisición de estas imágenes se realizó por medio del Buscador de Datos Terrestres de la Administración Nacional Aeronáutica y del Espacio (NASA) (<https://search.earthdata.nasa.gov/>), en el cual descargaron 2 imágenes con nubosidad menor al 20 %, en formato  $Ti\tilde{\alpha}$ , corregidas geométrica y radiométricamente (Level-1T), en proyección UTM (Universal Transverse Mercator), las cuales cumplieron con las condiciones anteriores.

**Tabla 2.1**

*Escenas Landsat TM/ETM+ y escenas Aster seleccionadas para validar el algoritmo BAIM que cumplieron con las condiciones respecto a los puntos de calor.*

Landsat-TM y ETM+	MCD14ML		ASTER L1T
	Inicio	Termino	
23-05-2008	13-05-2008	21-05-2008	22-05-2008
24-06-2011	01-06-2011	16-06-2011	16-06-2011

La validación se basó en la interpretación visual en aquellas imágenes de mediana resolución en una composición de color, método que ha sido ampliamente utilizado para la discriminación de superficies quemadas (Roy-David *et al.*, 2005), ya que estas áreas generalmente tienen un color rojo o guinda y una forma inconfundible (Chuvieco *et al.*, 2008).

La interpretación visual fue digitalizada en la pantalla con ayuda del software ArcGIS 10, utilizando la imagen Aster en una composición de color RGB: 1,3N, 2, utilizada en imágenes CBERS (Opazo-Sergio y Chuvieco, 2009), generando así un archivo de los polígonos en formato shape. Los polígonos resultantes fueron utilizados para elaborar una matriz de confusión (Chuvieco *et al.*, 2008; Manzo-Delgado y López, 2013) de la concordancia entre el resultado de las imágenes Aster y el algoritmo BAIM. Las medidas de precisión y error tomadas en cuenta fueron, la precisión global, el error de omisión y el error de comisión, además del coeficiente de Kappa (Congalton y Green, 1999).

Aunado a esto, se realizaron recorridos en campo para confirmar la presencia y ausencia de superficies quemadas identificadas con el algoritmo. La cartografía preliminar de incendios

forestales fue presentada al Director del Área Natural Protegida, Ing. Jaime Baray Terrazas y el Técnico, M. en C. Oscar Martínez Galván, quienes confirmaron la ubicación de varios de los sitios quemados; así mismo, eligieron dos sitios posibles a muestrear, el primero fue un incendio ocurrido en el 2000 ubicado en el Municipio de Temósachic cerca de la localidad el Ranchito y el segundo fue un incendio ocurrido en el 2008 en el municipio de Temósachic, cerca de la localidad Yepáchic.

## **2.2. RESULTADOS**

Para la obtención de las superficies quemadas en las imágenes de satélite a través del algoritmo BAIM (Burned Area Index Modified), el cual se muestra en la Figura 2.1, fue necesario el establecimiento de umbrales que fueron ajustados para cada una de las 62 imágenes procesadas (Tabla A.1, Anexo). Los diferentes umbrales obtenidos para discriminar el área quemada de una no quemada se encuentran distribuidos desde el valor 34 hasta el 75, de los cuales los más frecuentes destacan el 45 y 50.

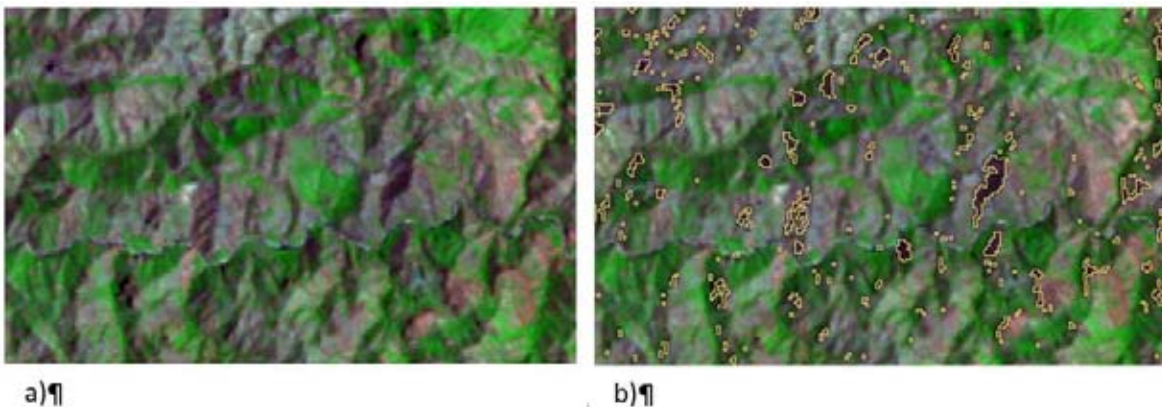
Se realizó un análisis del comportamiento de los datos, donde se puede observar el cambio de los umbrales por diferentes factores como es el tipo de sensor con el que fue capturada la escena, la denominación de la imagen por path/row, el año y el día juliano. En el primer caso podemos observar los umbrales de las imágenes TM con el rango más amplio de 38 a 75, seguido de las imágenes ETM+ de 40 a 50 y el rango de umbral más bajo lo obtuvieron las imágenes OLI de 34-50.

Para los demás factores no se observó alguna tendencia, excepto para algunos años entre el día en que fue capturada la imagen respecto al path/row. Tal es el caso del 2010 y 2011, donde se analizó que los valores de umbral más altos correspondían a los días julianos del primer trimestre del año, mientras que los valores más bajos correspondían a los días del segundo trimestre.

El ajuste de los umbrales a cada imagen dio lugar a una excelente delimitación de las cicatrices del fuego pero también a una aparición de errores por efecto de la topografía. En la Figura 2.2 se observa este efecto, de lado izquierdo se muestra la imagen Landsat original y de lado derecho se sobrepuso el algoritmo BAIM (línea de color amarillo) delimitando superficies que no están quemadas.



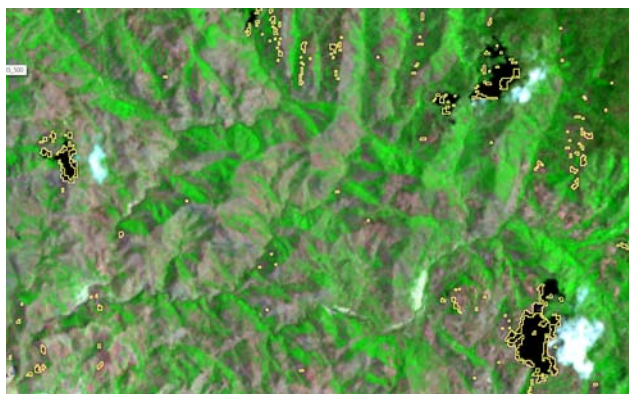
**Figura 2.1.** Algoritmo BAIM sobre la imagen Landsat-OLI del año 2014, para la discriminación de las superficies quemadas (zonas con mayor brillo) y no quemadas (zonas con menor brillo).



**Figura 2.2.** (a) Imagen Landsat-TM post-incendio (16 de mayo del 2011, RGB: 743), (b) algoritmo BAIM (línea de color amarillo) sobre la imagen Landsat.

El reconocimiento de este error se realizó por el contraste de la combinación de bandas (RGB: 743) el cual en esta zonas se ubica de un color entre púrpura y gris dado por el efecto de sombra. Otra forma de saber que no pertenecían a una superficie quemada que delimita el algoritmo, fue al observar que los errores se encuentran distribuidos en dirección oeste, donde al examinar detenidamente la imagen se diferencia la cara de las laderas en esta misma dirección.

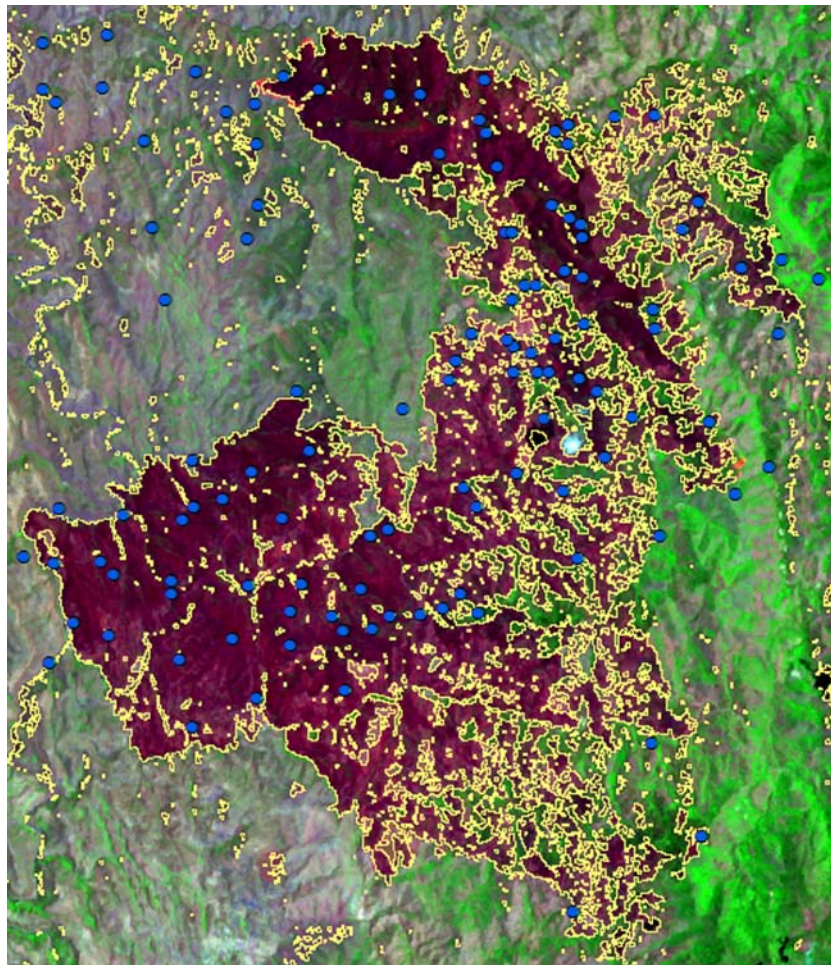
Aunado a este efecto, otro error que se identificó con el algoritmo fue el de las sombras de las nubes (Figura 2.3), que fueron también delimitadas como superficies quemadas. Este comportamiento no es el mismo para todas las nubes ya que se encuentran algunas que no fueron delimitadas en su totalidad, posiblemente por el tipo de nube, la distancia a la que se encuentran o el grosor de la misma.



**Figura 2.3.** Efecto de las sombra de nubes en la identificación de superficies quemadas con el algoritmo BAIM (línea de color amarillo) sobre una imagen Landsat TM (16 de mayo del 2011, RGB: 743).

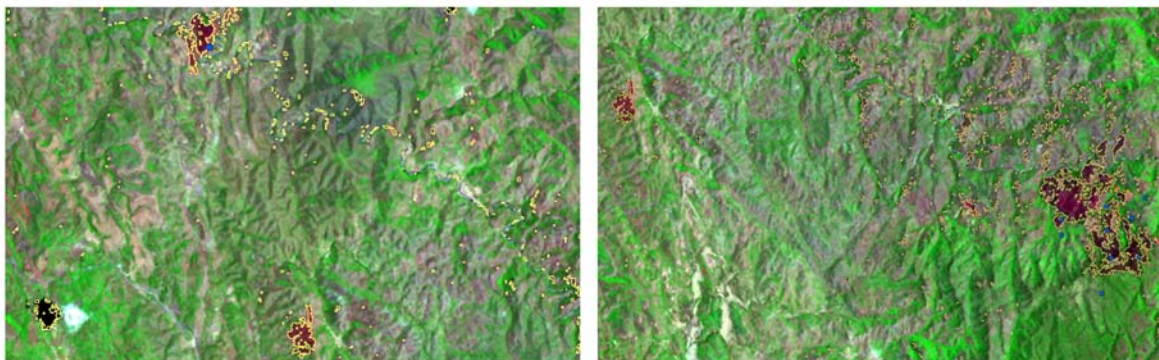
Sin embargo, tal y como se observa en la Figura 2.4, la mayoría de las áreas delimitadas con el algoritmo BAIM al sobreponer los puntos de los incendios activos del producto MCD14ML, presentan un importante número de puntos en su interior, lo que motivó a utilizarlos en la producción de la cartografía de superficies quemadas, pues su localización sirvió para eliminar la mayoría de los errores anteriormente descritos.

El último análisis realizado en este proceso, fue una inspección visual para integrar aquellos polígonos que aparecen claramente afectados por el fuego y no habían sido contemplados por no tener ningún punto de los incendios activos de FIRMS en su interior (Figura 2.5), este reconoci-



**Figura 2.4.** Obtención de las superficies quemadas mediante BAIM (línea amarilla) y los incendios activos identificados por FIRMS (círculos de color azul).

miento se llevó a cabo por una combinación de bandas RGB: 743 los cuales resaltan de un color marrón. Este último proceso dio lugar a la obtención de las superficies quemadas en cada una de las imágenes Landsat procesadas.



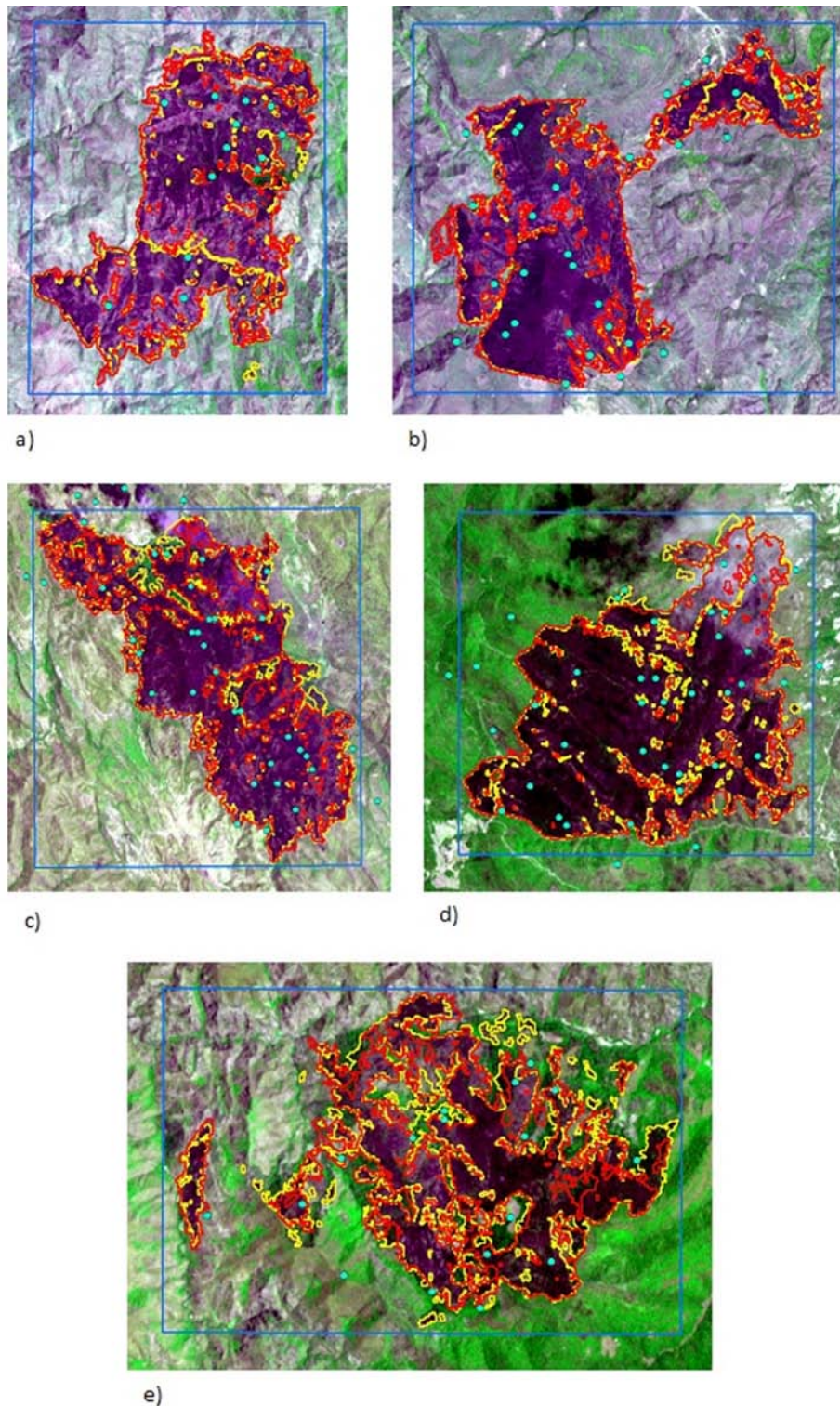
**Figura 2.5.** Superficies quemadas obtenidas con el algoritmo BAIM (línea de color amarillo) que no contenían al menos un punto de los incendios activos de FIRMS (círculos de color azul).

Para conocer la precisión de nuestros resultados, se realizó una validación de las superficies quemadas obtenidas por el algoritmo BAIM comparado con el perímetro de área quemada discriminado visualmente a partir de imágenes ASTER, mediante un análisis de tabulación cruzada (también llamada matriz de confusión).

Las imágenes ASTER utilizadas fueron dos, las cuales reunieron los parámetros descritos en la metodología, la primera con fecha del 22 de mayo del 2008 donde se encontraban dos incendios a utilizar para este análisis y la segunda del 16 de junio del 2011 con tres incendios (Figura 2.6). Con este análisis se logró obtener las medidas de precisión global, el error de omisión, error de comisión y el coeficiente de Kappa. Los valores fueron obtenidos para los 5 incendios de las dos imágenes, los cuales se muestran en la Figura 2.7.

Como se puede observar los valores de la precisión global (P.G.) fueron generalmente altos desde el 96.6 % hasta el 90 % para toda la validación de los sitios, la discriminación de superficies quemadas mostró un bajo error de omisión (E.O.) y comisión (E.C.) en la mayoría de los sitios evaluados. En el caso del error de omisión los valores se encuentran desde el 13.5 % hasta el 3.7 % mientras que los errores de comisión varían de 22.2 % al 4.7 %. Otra medida obtenida fue el índice de Kappa el cual arrojó valores que fluctúan desde el 0.91 hasta el 0.75.

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS



**Figura 2.6.** Incendios seleccionados para realizar la validación entre BAIM (línea de color rojo) y ASTER (línea de color amarillo). Los paneles (a) y (b) pertenecen a la imagen ASTER del 22 de mayo de 2008, mientras que los paneles (c), (d) y (e) a la imagen del 16 de junio de 2011 (ambas se muestran en una composición de color RGB: 132). Los círculos en color azul son los incendios activos identificados por FIRMS.

		22 de mayo de 2008		
		BAIM		
ASTER		Quemado	No Quemado	Total
	Quemado	1697.1	84.6	1781.6
	No Quemado	144.7	4128.0	4272.7
	Total	1841.8	4212.6	6054.3
E. O. (%)	7.9			
E. C. (%)	4.7			
P. G. (%)	96.2			
Kappa (%)	91.0			

		16 de junio de 2011		
		BAIM		
ASTER		Quemado	No Quemado	Total
	Quemado	1047.6	199.9	1247.5
	No Quemado	40.4	1958.6	1999.0
	Total	1088.0	2158.6	3246.6
E. O. (%)	3.7			
E. C. (%)	16.0			
P. G. (%)	92.6			
Kappa (%)	84.0			

		22 de mayo de 2008		
		BAIM		
ASTER		Quemado	No Quemado	Total
	Quemado	1504.8	78.3	1583.1
	No Quemado	129.9	4341.3	4471.2
	Total	1634.7	4419.6	6054.3
E. O. (%)	7.9			
E. C. (%)	4.9			
P. G. (%)	96.6			
Kappa (%)	91.2			

		16 de junio de 2011		
		BAIM		
ASTER		Quemado	No Quemado	Total
	Quemado	607.7	173.8	781.5
	No Quemado	94.6	1810.2	1904.8
	Total	702.3	1984.0	2686.3
E. O. (%)	13.5			
E. C. (%)	22.2			
P. G. (%)	90.0			
Kappa (%)	75.0			

		16 de junio de 2011		
		BAIM		
ASTER		Quemado	No Quemado	Total
	Quemado	1067.7	54.7	1122.5
	No Quemado	72.1	1090.2	1162.3
	Total	1139.9	1144.9	2284.8
E. O. (%)	6.3			
E. C. (%)	4.9			
P. G. (%)	94.4			
Kappa (%)	88.9			

**Figura 2.7.** Matrices de confusión entre el algoritmo BAIM y las imágenes Terra/Aster. De lado izquierdo se encuentran las matrices de la imagen del 22 de mayo de 2008 y de lado derecho las matrices de la imagen del 16 de junio de 2011.

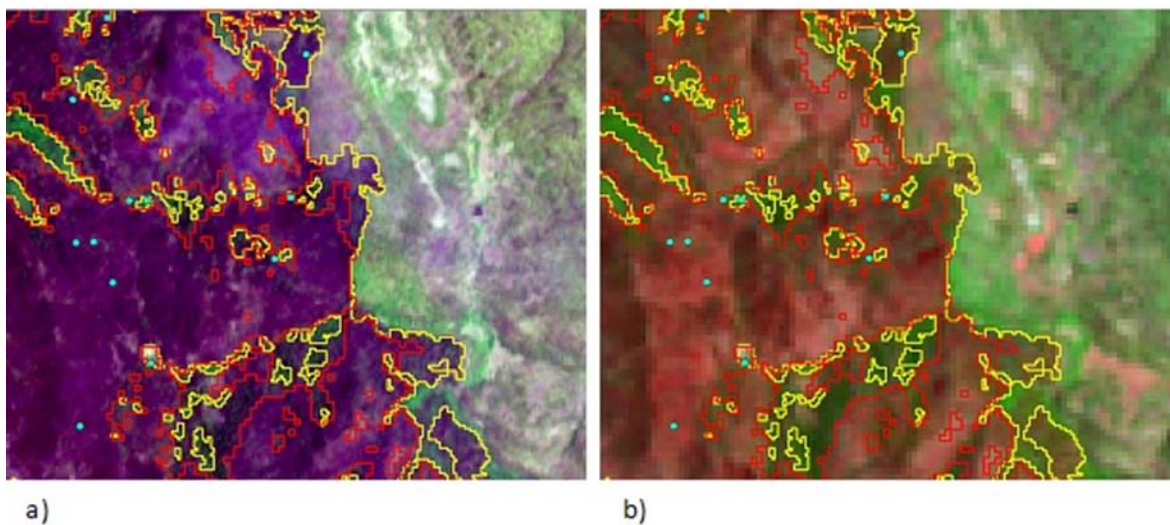


## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

Al realizar un análisis entre las fechas de captura de las imágenes ASTER, las imágenes Landsat y los incendios activos identificados por FIRMS, los errores de omisión pueden atribuirse en primera instancia a la fecha de quema de estos sitios, la cual fue del día 2 al 7 de junio del 2011, mientras que la fecha de captura de la imagen Landsat (a la cual fue aplicado el algoritmo) ocurrió el día 24 de junio del mismo año, lo que nos lleva a pensar que el algoritmo BAIM funciona de una mejor manera en imágenes recientes después haber ocurrido el incendio.

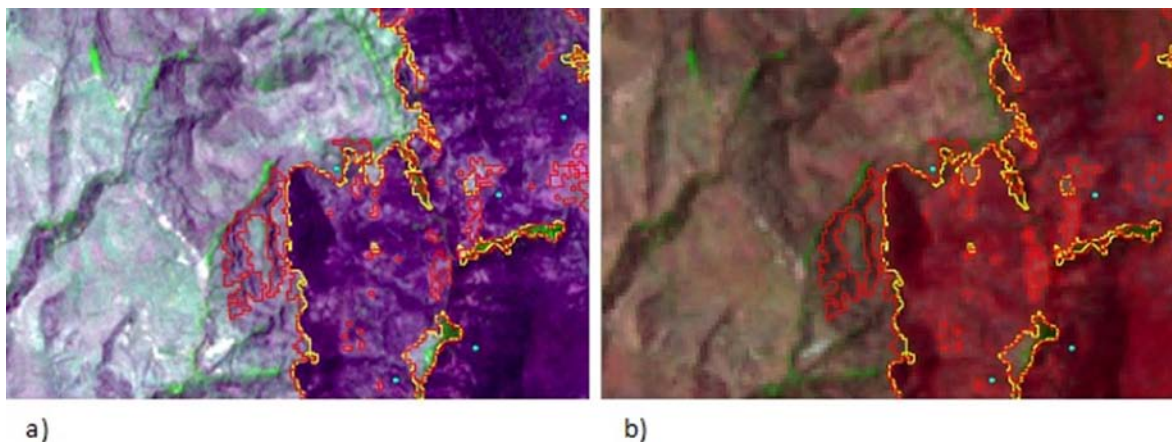
Lo anterior podemos observarlo en la Figura 2.8, donde se muestran los errores de omisión entre la imagen ASTER (RGB: 132) y la imagen Landsat (RGB: 743), donde se observa una diferencia de color en las cicatrices de incendios por efecto de la respuesta espectral de la vegetación, que puede deberse no solo al tiempo transcurrido entre el catastro y la fecha de las imágenes, también esta diferencia en la respuesta espectral puede deberse a la severidad del incendio, impidiendo detectar estos eventos con el algoritmo BAIM.



**Figura 2.8.** Errores de omisión detectados en la validación entre BAIM (línea de color rojo) y Aster (línea de color amarillo), además de los puntos de calor detectados por FIRMS (círculos de color azul). El panel (a) imagen Terra/Aster (16 de junio de 2011), (b) imagen Landsat (24 de junio de 2011).

En la Figura 2.9, se pueden observar los errores de comisión que son aquellos lugares que no están quemados pero fueron detectados con el algoritmo BAIM (línea de color rojo). Al realizar una inspección de estos perímetros, se observó que el error es ocasionado por el efecto de la

pendiente y la hora en que fue capturada la imagen Landsat dando un efecto de sombra. Efecto que como anteriormente fue explicado al comparar la imagen ASTER y la imagen Landsat, podemos comprobar nuevamente este efecto de la topografía y la sombra que es proyectada.



**Figura 2.9.** Errores de comisión detectados en la validación entre BAIM (línea de color rojo) y Aster (línea de color amarillo), además de los puntos de calor detectados por FIRMS (círculos de color azul). El panel (a) imagen Terra/Aster (22 de mayo de 2008), (b) imagen Landsat (23 de mayo de 2008).

Los valores tan elevados de los errores de comisión indican que este efecto topográfico se presenta en varios lugares de los perímetros detectados con BAIM, lo cual repercute en obtener valores más elevados tanto en la precisión global (P.G.), como en el coeficiente de Kappa, teniendo en cuenta además que la variabilidad topográfica de la zona de estudio es muy alta.

De forma complementaria, para validar la identificación de superficies quemadas fue con la visita de campo en los polígonos detectados por el algoritmo BAIM. Los recorridos hechos en campo confirmaron la presencia y ausencia de superficies quemadas identificadas en las imágenes de satélite y el algoritmo utilizado, constituyendo un elemento importante para validar la cartografía preliminar de Incendios Forestales del Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015.

Durante la vista en las superficies quemadas se observó que los árboles aún mantienen la corteza quemada a determinada altura, lo cual se consideró una evidencia importante de la presencia del fuego, como se muestra en la Figura 2.10 y 2.11.

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---



**Figura 2.10.** Evidencia de la presencia del fuego en el área quemada de Yepachi 2008, la cual fue identificada en las imágenes de satélite.



**Figura 2.11.** Evidencia de la presencia del fuego en el área quemada de Yepachi 2008, la cual fue identificada en las imágenes de satélite.

De manera complementaria, en las áreas determinadas como no quemadas, no se encontró ningún rasgo de la presencia del fuego en la corteza de los árboles (Figura 2.12). Además, el material combustible en el suelo era mayor en comparación con las superficies quemadas.



**Figura 2.12.** Árboles sin evidencia de la presencia del fuego en las áreas determinadas como no quemadas por las imágenes de satélite.

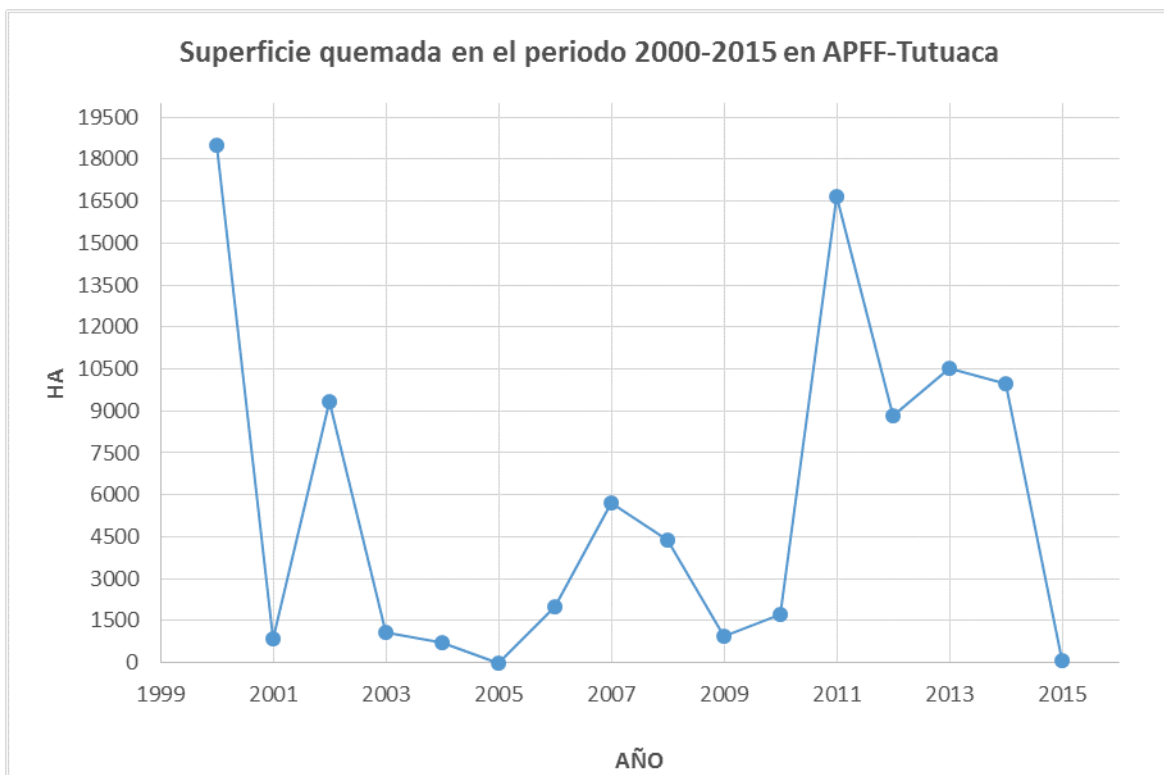
De acuerdo con la información obtenida por los trabajadores y el Director del Área Natural Protegida (Ing. Jaime Baray Terrazas), al exponer el mapa preliminar de superficies quemadas, identificaron varios de los incendios que fueron obtenidos con el algoritmo BAIM, tanto por fecha y distribución de los mismos. Desafortunadamente no fue posible visitar otros incendios debido a los problemas de seguridad en los que se encuentra el Estado de Chihuahua en ese momento.

La estimación de las superficies quemadas con el algoritmo BAIM para obtener la cartografía multitemporal en el área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca (APFF-Tutuaca) en el periodo de estudio, fue necesario el proceso de 62 imágenes Landsat-TM, ETM+ y OLI. El resultado obtenido de dicho proceso fue un total de 91,386.5 ha desde el año 2000 hasta el 2015, lo que supone el 20.9 % del área total de estudio.

En la Figura 2.13, se puede observar el análisis anual de afectación, donde destaca el años 2000

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

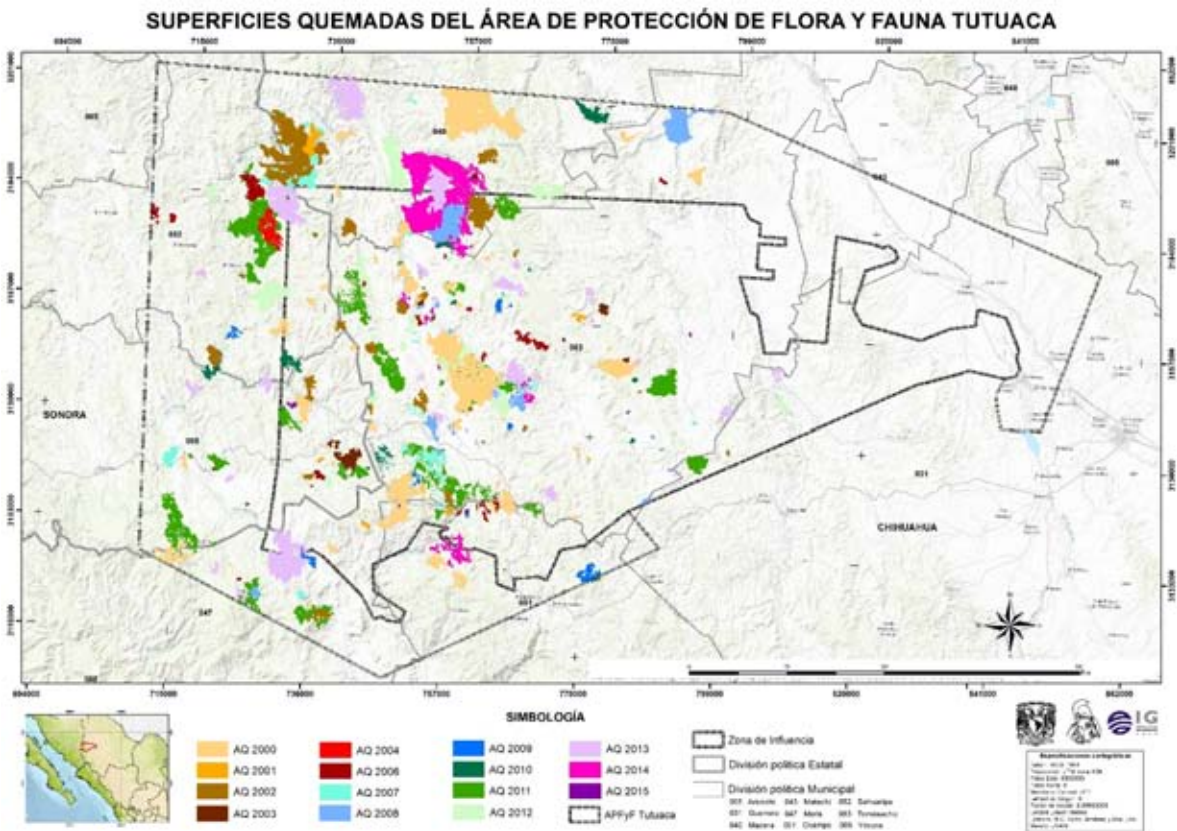
(18,510 ha) con la mayor cobertura de afectación por los incendios forestales que dio origen a dichas superficies quemadas, seguido del año 2011 (16,654.2 ha), 2013 (10,509.6 ha) y 2014 (9970.5 ha). Los demás años presentaron afectaciones menores a 10, 000 ha, ubicando en los valores más bajos el año 2005 donde no se presentaron superficies quemadas que pudieran ser detectadas con el algoritmo y la resolución espacial de la imagen, seguido del 2015 (83.7 ha) y 2004 (715.6 ha).



**Figura 2.13.** Superficie quemada (ha) en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca a lo largo del periodo 2000-2015.

En el mapa obtenido se muestra la distribución espacial de los incendios (Figura 2.14), los cuales se concentran en los municipios de Temósachic, Madera, Sahuaripa, e Yécora. Otro aspecto importante que se pudo observar es que los incendios más grandes se encuentran distribuidos en la parte noroeste del área en estudio, en cambio al suroeste se localizaron incendios más pequeños pero con mayor frecuencia.

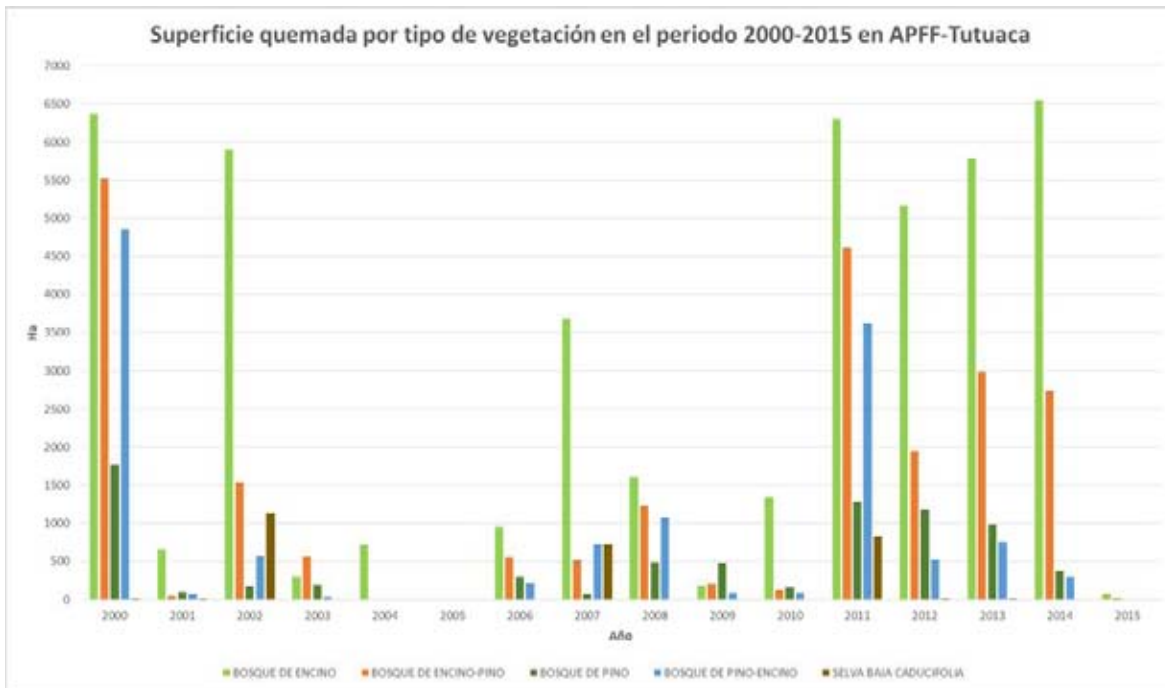
A partir del mapa de uso de suelo y vegetación de la serie V de INEGI (2013) y el mapa de superficies quemadas, se obtuvo la estadística descriptiva de la vegetación afectada por el fuego en el periodo de estudio (Figura 2.15). Con este análisis se logró conocer el tipo de vegetación que



**Figura 2.14.** Distribución espacial y temporal de superficies quemadas asociadas a incendios forestales ocurridos en Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015.

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

tiene mayor ocurrencia de incendios, tal es el caso del bosques de encino donde casi todos los años estudiados obtuvo la mayor superficie afectada con el 49.9 %, seguido del bosque de encino-pino con el 24.7 %, el bosque de pino-encino con el 14.1 %, el bosque de pino con el 8.3 % y por último la selva baja caducifolia con el 3 %.



**Figura 2.15.** Distribución espacial y temporal de superficies quemadas asociadas a incendios forestales ocurridos en Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca en el periodo 2000-2015.

### 2.3. DISCUSIÓN

Tal y como se ha explicado en la metodología, el primer paso en la elaboración del mapa de superficies quemadas consistió en el cálculo del índice BAIM y el establecimiento de un umbral para realizar la extracción de estos perímetros de otro tipo de coberturas que no fueran afectadas por el fuego. Pero al tener un estudio multitemporal que abarca un periodo de 16 años (2000-2015), se enfrentó con una dificultad importante que presentan las metodologías basadas en umbrales, ya que éstos pueden ser espacialmente variables (Fraser *et al.*, 2000), tanto por las condiciones de la superficie trabajada como las introducidas por el sistema sensor (Roy-David *et al.*, 2002).

Por lo anterior, el ajuste de estos umbrales se realizó de forma visual con apoyo de la imagen original en una composición de color RGB: 743, localizando el incendio más grande en la escena y algunos de los más pequeños. Esto permitió tener un mayor cubrimiento y posibilidad de identificar las superficies quemadas como una forma diferente de extraer los perímetros de interés, considerando que algunos estudios establecen umbrales fijos para todas las imágenes, a partir de estadísticas (media y desviación típica) obtenidas del muestreo de píxeles situados en el interior de superficies quemadas en una imagen piloto a la que fue aplicado el algoritmo BAIM (Gómez-Nieto y Martín, 2008; Oliva y Verdú, 2008; Opazo-Sergio y Chuvieco, 2007; Quintano *et al.*, 2011).

Por otro lado, al comparar el intervalo de umbrales obtenido para las 62 imágenes con valores que van desde 34 hasta 75, siendo los más frecuentes el 45 y 50, resultan ser diferentes en comparación con los trabajos de Opazo y Chuvieco (2007) y González *et al.* (2007), que fueron desarrollados para otro tipo de imágenes como MODIS y AWiFS respectivamente, excepto el trabajo de Bastarrika *et al.*(2011), que utilizó un umbral de 56, en imágenes Landsat-TM y ETM+.

Este cambio de los umbrales como ya se mencionó anteriormente, no sólo es por el tipo de sensor y la resolución del mismo, otras causas que llevó a tomar la decisión de utilizar umbrales dinámicos siendo altamente recomendables en trabajos de escala local (Justice-Christopher *et al.*, 1996), es por los múltiples factores que influyen en la señal finalmente detectada por el sensor, como la reflectividad de las hojas que dependen del estado fenológico de la vegetación, el contenido de humedad, las características morfológicas de las plantas y los derivados de la situación geográfica donde fue captada la imagen como la pendiente, orientación y las condiciones atmosféricas del lugar (Viedma y Chuvieco, 1994).

Aunado a esto, en los años 2010 y 2011 se observó una tendencia en los umbrales obtenidos y el día en el que fue capturada la imagen, colocando los valores más altos en los días julianos del primer trimestre del año y los bajos en el segundo trimestre. Este comportamiento está influenciado por las características del algoritmo donde la reflectividad del infrarrojo medio (SWIR) se incrementa por la disminución de humedad en la estructura interna de las hojas (Pereira-José *et al.*, 1999) dando un efecto contrario en la reflectividad del infrarrojo cercano (NIR) relacionado a la actividad fotosintética de las plantas (Roy *et al.*, 2006), efecto ocasionado por la temporalidad climática de la región. Tomando en cuenta la inversa de la distancia euclidiana de la fórmula, podríamos decir



## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

que los valores altos son porque hay menor humedad en los sitios y los más bajos por un aumento en la misma, lo que muestra la importancia de utilizar umbrales dinámicos poniendo principal atención en los ajustes respecto a las diferentes estaciones del año.

La validación de los resultados obtenidos para conocer la eficiencia de discriminación del algoritmo BAIM en las imágenes Landsat, mostró una precisión promedio global del 94 % y un índice de Kappa del 0.86, considerándose una precisión muy alta, semejante a lo reportado por Bastarrika *et al.*(2011) en el sur de California, que también utilizó el algoritmo y las imágenes Landsat. Por otra parte, el promedio de los errores de omisión se ubicó en el 7.9 %, en tanto que el promedio de los errores de comisión fue 10.6 %.

Los errores de omisión que son aquellas zonas que se encuentran quemadas pero el algoritmo aplicado no fue capaz de identificar, y está asociado a diferentes circunstancias. Una de ellas se atribuye a la diferencia temporal entre la fecha que ocurrió el incendio (2-7 de junio de 2011), el día de captura de la imagen ASTER (16 de junio de 2011, imagen de referencia) y la fecha de captura de la imagen Landsat (24 de junio del 2011, imagen a la que fue aplicado el BAIM). Esta diferencia de 17 días entre la ocurrencia del incendio y la imagen Landsat, podría estar ocasionando una pérdida del efecto del quemado, ya que la imagen ASTER usada como imagen de referencia en la validación, tiene una diferencia de 9 días, en la cual muy probablemente el efecto de quemado es mayor y por tanto la delimitación del área afectada es diferente.

El tiempo transcurrido después de la extinción del fuego es importante para la discriminación de superficies quemadas, ya que las principales características espectrales de estas zonas cambian en periodos de tiempo muy cortos después del incendio por la reducción de cenizas y carbón durante los primeros días o semanas (Chuvienco *et al.*, 2002; Pereira-José *et al.*, 1999). Algunos motivos de esta variación se deben a factores como el tipo de ecosistema afectado, las características del combustible, la humedad del terreno, la época del año, estado fenológico, las condiciones climáticas posteriores al incendio, y la severidad del fuego (Pereira-José *et al.*, 1999; Pereira-Marcos y Setzer, 1993; Roy-David y Landmann, 2005).

Pudimos observar que la mayoría de los errores de omisión se encuentra en los bordes de los perímetros, lo que puede estar relacionado con la severidad del mismo, ya que se ha reportado

que los píxeles de los bordes, usualmente se queman con una menor intensidad que los píxeles del interior, ocasionando una mezcla entre la vegetación quemada y no quemada, generando una mayor probabilidad de confusión entre los píxeles (Quintano *et al.*, 2011).

De la misma forma, es importante recordar que la señal captada por el sensor está compuesta por un promedio de todo lo que se encuentra dentro del píxel, por ejemplo, en el caso de los incendios llamados de superficie donde sólo es afectado el sotobosque y el dosel de los árboles no se quema, la señal se verá afectada por la influencia del verdor de las copas, lo que se traducirá en una disminución del valor de la señal quemada (Opazo-Sergio y Chuvieco, 2009), situación que nos lleva a pensar que los errores de omisión obtenidos estén también relacionados con el tipo de incendios que existen.

La mayoría de los problemas esenciales en la caracterización espectral de áreas afectadas por incendios es la existencia de dos tipos muy diferentes de señal post-incendio: la que corresponde a superficies quemadas recientemente, donde la señal procede básicamente de las cenizas y el carbón depositados sobre la superficie como consecuencia de la combustión de la vegetación, y otra, más duradera, que se produce como consecuencia de la pérdida o deterioro de la masa vegetal afectada por el fuego (Robinson, 1991), lo que hace que podamos detectar las cicatrices de quemado en determinados periodos de tiempo.

Otra característica que se identificó al realizar la validación de los resultados, es la heterogeneidad de las superficies quemadas, dando mayor valor de precisión global en aquellas zonas que fueron quemadas homogéneamente, en cambio en aquellas zonas donde se presentan incendios muy heterogéneos o fragmentados, con una gran cantidad de isletas tanto en su interior como en el exterior, obtuvieron un valor global de exactitud mucho más bajo que los demás.

En cuanto a los errores de comisión, era de esperarse que fueran mayores a los errores de omisión ya que estos últimos por la metodología utilizada trataron de reducirse lo mayor posible al procesar diferentes imágenes desde el momento en que iniciaron los incendios hasta su término, debido a la capacidad del algoritmo en detectar áreas recientemente quemadas. En cambio el error de comisión en la zona de estudio fue por la confusión del algoritmo en aquellas zonas que presentaban sombras dadas por el efecto de la topografía del área en estudio, y a pesar de ello es

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

un error de comisión bajo comparado con lo reportado por Bastarrika *et al.* (2011).

Este tipo de error ha sido identificado por diferentes trabajos (Barbosa *et al.*, 2002; Bastarrika *et al.*, 2011; Justice-Christopher *et al.*, 1993; Pereira-José *et al.*, 1999; Tanaka *et al.*, 1983), en la aplicación de otros algoritmos, no sólo utilizando BAIM; este efecto se debe a que en zonas donde la vegetación ha sido afectada severamente y el predominio de carbón y cenizas es significativo, la reflectividad disminuye considerablemente, dando lugar a confusiones con áreas de baja reflectividad, como las sombras, cuerpos de agua, humedales y bosques densos de coníferas (Santis y Vaughan, 2012).

Este error, al identificarlo, se trató de reducirlo con el apoyo de los puntos de calor de FIRMS (producto MCD14ML), proceso que disminuyó el error de comisión comparado con nuestro resultado y otros trabajos. Esto nos llevó a pensar que el efecto de sombra por la topografía podría ser reducido aún más mediante complementos metodológicos, como es el tratamiento de imágenes para la corrección del efecto de sombreado o corrección topográfica, en el cual se calcula el ángulo de iluminación de cada pixel (considerando la posición solar y la topográfica), para posteriormente calcular la reflectividad de entrada de acuerdo con el valor del ángulo (Heredia *et al.*, 2003; Recondo *et al.*, 2002; Riaño *et al.*, 2000).

Por estos motivos, el desarrollo de metodologías capaces de obtener una mayor exactitud en la obtención de superficies quemadas, resulta complicado debido a la variabilidad de los factores que intervienen en la reducción de los errores, tanto en la reflectividad de las imágenes en diferentes zonas de estudio, como en la forma de procesamiento para la obtención de las superficies quemadas, lo cual, por consiguiente, dificulta la automatización de procedimientos para este fin.

Con los datos obtenidos de todo el análisis multitemporal de superficies quemadas en el Área Protección de Flora y Fauna Tutuaca (APFFT) en el período del 2000-2015, se localizaron los años con mayor y menor afectación respecto a su área (hectáreas), donde podemos resaltar los años 2000, 2011, 2013 y 2014, ordenados de mayor a menor afectación, resultado parecido a lo reportado por Manzo *et al.* (2015), los cuales sugieren que el norte del país son zonas con incendios forestales de mayor extensión y relevancia.

Estudios de incendios realizados al sur de México indican que el fenómeno de El Niño representa

una causa estructural de estos, es decir, que influyen en los factores del ambiente que favorecen la presencia de dichos eventos (Manzo-Delgado *et al.*, 2014b; Román y Martínez, 2006). Al comparar nuestros resultados con los datos históricos del monitoreo del ENSO del Climate Prediction Center (2013), pudimos darnos cuenta que la mayor presencia de incendios está relacionada con el fenómeno de La Niña, en el cual las anomalías en la precipitación parecen simétricamente opuestas con respecto a las observadas en años de El Niño (Magaña, 1999).

En el año 2000 que resultó ser el más afectado, las anomalías térmicas producto del fenómeno de La Niña comenzaron en el mes de julio de 1998 hasta el mes de febrero del 2001, provocando una larga temporada de secas, lo cual permitió junto con otros factores la ignición y la propagación de los incendios en este año. Situación parecida ocurrió en el 2011, donde el periodo de las anomalías dio inicio en julio de 2010 hasta abril del 2011, un periodo más corto comparado con el año 2000, pero donde las superficies quemadas resultaron ser bastante considerables.

Al analizar los años menos afectados (2005, 2015 y 2004), y compararlos de la misma forma, pudimos notar una relación positiva con el fenómeno de El Niño en periodos de invierno en la zona de estudio, dado que las lluvias se intensifican durante los años de Niño en el noreste y noroeste de México (Magaña, 1999), permitiendo una mayor acumulación de humedad reduciendo la vulnerabilidad de factores naturales y antrópicos en la ignición y propagación del fuego.

La relevancia que tiene la cartografía de superficies quemadas con la teledetección, es conocer no solo la superficie, sino también la distribución de los mismos e identificar los posibles factores responsables de la ignición. En el área de estudio la mayor superficie afectada se encuentra al noroeste del área natural protegida, principalmente en los municipios de Temósachic, Madera y Sahuaripa. Sin embargo, de acuerdo con los datos del censo poblacional en México del 2010 (CONABIO, 2014b) estos municipios presentan la menor densidad de población (comparada con los demás municipios presentes en el APFFT), por lo tanto estas áreas afectadas podrían estar menos relacionadas con la agricultura, ya que se supondría que entre mayor es la población, la demanda de espacios de cultivo también debería aumentar.

Aunado a esto, al sobreponer los datos de Uso de suelo y vegetación de la serie V de INEGI (2013), algunas zonas de cultivo muy pequeñas se encuentran asociadas en estos municipios pero en

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

una menor frecuencia, en cambio los pastizales inducidos que están relacionados con la actividad pecuaria se encuentran asociados con mayor continuidad a las superficies quemadas más grandes, lo que podría suponer el inicio de la ignición en estas zonas y factor principal de los incendios en el APFFT, dado por el manejo inadecuado de las quemas preinscritas.

Lo anterior sustenta las teorías sobre los principales factores responsables de la ocurrencia de incendios, incluyendo principalmente la apertura de áreas agrícolas y pastos para el ganado, sin embargo hay muchos mecanismos que combinados con el uso de suelo, acentúan el impacto de los incendios (Cardozo *et al.*, 2014), además de la estrecha relación con la temporada de incendios forestales y las quemadas agropecuarias de la región, similar a la situación que vive la parte sur del país (Manzo-Delgado y López, 2013).

Por otro lado aquellos que no se encuentran asociados a los pastos cultivados y las zonas agrícolas, se localizan muy cerca de las carreteras, lo que concuerda con la teoría de Chou *et al.* (1990), donde el tipo de vegetación y la cercanía a carreteras están relacionados con la mayor ocurrencia de incendios a causa de las cerillos o colillas de cigarros que son arrojados por los conductores (Dante Arturo Rodríguez-Trejo, 2014).

Aunado a esto, el pasto rosado (*Melinis repens*) fue introducido para la estabilización de taludes en las carreteras (CONANP, 2014), especie afín en las orillas de éstas y al fuego (David y Menges, 2011), factor territorial de gran significación en el avance del fuego. Por último, aquellos incendios asilados en zonas con poca accesibilidad y que no se encontró relación con ninguno de los factores anteriormente descritos, se infiere que el origen de éstos puede ser de forma natural por los rayos, factor muy común, particularmente en la región norte del país (Dante Arturo Rodríguez-Trejo, 2014).

Por otro lado, tomando en cuenta la relación entre la distribución espacio-temporal de las superficies quemadas y el tipo de vegetación, la mayor superficie afectada fueron los bosques de encino, los cuales no sólo obtuvieron la mayor superficie en el periodo total de estudio (16 años), sino que año con año, siempre es la vegetación que destaca en superficie. Esto es de esperarse ya que este tipo de bosque cubre el 36 % del área natural protegida de acuerdo con los datos de INEGI (2013) del mapa de uso de suelo y vegetación, seguido del encino-pino con el 24 %, el

pino-encino con el 13 % y el pino con el 11 %, orden descendente con el cual corresponden los porcentajes de vegetación afectada por el fuego, de acuerdo con lo obtenido en los resultados descritos anteriormente.

En cambio en el programa de manejo del área, menciona que los incendios forestales se presentan principalmente en los bosques de pino (CONANP, 2014), dato contrario a lo obtenido con los resultados del algoritmo y las imágenes de satélite, lo cual nos llevó a pensar que la delimitación en campo resulta ser demasiado generalista, además de costoso en tiempo, dinero y esfuerzo de las personas que realizan este tipo de trabajos, por lo que con este método permiten tener una mejor precisión en su localización y delimitación superficial de las superficies quemadas.

La presencia del fuego en los encinos puede deberse a varias causas tanto naturales como antropogénicas. Una de las causas naturales puede atribuirse a que éstos tienden a encontrarse en zonas un poco más secas que los pinos (Rzedowski, 2006), lo que contribuye a que también tengan un elevado peligro de incendio durante la época seca del año. En cuanto a las causas antropogénicas podría tener relación la ganadería, facilitando esta actividad las características del relieve ya que los encinos se encuentran tanto sobre terrenos planos como sobre pendientes y cañadas pronunciadas (Dante Arturo Rodríguez-Trejo, 2014), pero corrientemente se les halla en la parte baja de la ladera (Rzedowski, 2006).

Los encinares abiertos tienen una importante práctica ganadera por parte de las comunidades rurales, principalmente si existe la presencia de gramíneas en el sotobosque, que incluyan los géneros *Muhlenbergia*, *Stipa*, *Festuca*, *Sporobolus* y *Calamagrotis*, debido a que los ganaderos buscan la emisión de pelillo para su ganado (Dante Arturo Rodríguez-Trejo, 2014), constituyendo la principal causa antropogénica.

Aunado a esto, al encontrar una relación entre las superficies quemadas más grandes y los pastos cultivados, es probable que utilicen pastos rosados (*Melinis repens*) introducidos con fines ganaderos de acuerdo con el programa de manejo (CONANP, 2014), porque el fuego no la afecta, al contrario aumenta su productividad en suelos esterilizados (Melgoza *et al.*, 2014), lo que podría provocar el establecimiento de la especie en bosques naturales que fueron afectados por el fuego, aumentando el combustible disponible para hacer más frecuente la ocurrencia de incendios y alterar

## 2. CARTOGRAFÍA MULTITEMPORAL DE SUPERFICIES QUEMADAS

---

su régimen. Por otro lado, el pasto rosado reduce su biomasa en un 70 % en suelos nativos (Melgoza *et al.*, 2014) haciendo muy poco probable que la especie invada áreas no quemadas (David y Menges, 2011), dándonos a pensar que podría resultar como un indicador donde hubo fuego.

La mayor frecuencia de superficies quemadas en los encinos no es del todo perjudicial ya que durante mucho tiempo se supo que los incendios periódicos en un bosque de encino de clima templado favorecen la presencia y dominancia de especies de *Quercus*, por la capacidad de rebrotamiento de la mayoría (Zavala y García, 1996), o el grosor de la corteza, que las capacitan para resistir al calor intenso en regímenes de fuegos frecuentes (Zavala, 2000), lo cual no indica que la presencia del fuego en el APFFT sea del todo natural o puedan estar modificándose los regímenes del fuego por los factores antropogénicos.

Esto es importante ya que dos elementos de los ecosistemas protegidos en Tutuaca son vulnerables al fuego, el primero por ser el área de reproducción activa de la cotorra serrana (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*) en peligro de extinción (Lamberski y Healy, 2002) y por tener fragmentos de bosques relictos de pino-encino, importantes para la fauna ya que son áreas de reproducción de la cotorra serrana (Lammertink *et al.*, 1996).

# MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

---

## 3.1. MATERIALES Y MÉTODOS

Para estimar la regeneración forestal post-incendio, se utilizó una serie de tiempo de las imágenes del producto MODIS MOD13Q1, que contiene el Índices de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) por compuestos de 16 días, de los años 2000 al 2015 (368 imágenes). El NDVI se produce mediante el cálculo del coeficiente normalizado de la banda del Infrarrojo cercano (IRC) y la banda del Rojo (R), expresado comúnmente como:

$$NDVI = \frac{\rho NIR - \rho Red}{\rho NIR + \rho Red}$$

Como una división, el NDVI tiene la ventaja de minimizar cierto tipo de ruido en la correlación de bandas (correlación positiva) e influencias atribuidas a la variación de la radiancia directa y difusa, como las nubes y las sombras de nubes, el sol, las vistas angulares, y la atenuación atmosférica (Didan-Kamel *et al.*, 2015).



### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

---

La serie de tiempo (imágenes del 2000-2015) de los datos mencionado anteriormente fue proporcionada por el Dr. Rene Roland Colditz (Asesor de la Subcoordinación de Percepción Remota de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), las cuales contienen un pre-procesamiento con diferentes técnicas y programas diseñados para las imágenes y productos MODIS, los cuales se describen a continuación:

Se utilizó el programa MODIS Reprojection tool 4.1 para cambiar la proyección de sinusoidal a UTM (Universal Transversa Mercator) zona 13N y un Datum WGS84, con el método de re-muestreo por el vecino más cercano. Una vez re proyectados se realizó un proceso de análisis de calidad con el programa TiSeG, donde se visualiza la disponibilidad de datos espaciales y temporales, para saber el número de pixeles no válidos y la longitud máxima de huecos (Colditz-René *et al.*, 2011), en los diferentes compuestos de las 368 imágenes. Los parámetros que se utilizaron para realizar el análisis de la calidad fueron los siguientes: Calidad general: aceptable; utilidad: ninguno; cuantificación de aerosoles: ninguno; corrección de proximidad: ninguno; corrección BRDF: ninguno; mezcla de nubes: no; máscara de tierra/agua: no; nieve/hilo: no; sombras: no; confiabilidad: buena, datos marginales.

En el mismo programa se realizó una interpolación de los datos inválidos o huecos detectados en el análisis anterior, el cual se llevó a cabo por el método de interpolación lineal (Colditz-René *et al.*, 2008).

Las imágenes proporcionadas fueron procesadas con el software Timesat 3.2, es un software libre que está diseñado principalmente para procesar datos de series de tiempo, con el fin de investigar el monitoreo de la vegetación y transformar las señales de ruido en curvas estacionales suaves (Eklundh y Jönsson, 2015b). Los parámetros de reducción del ruido en Timesat fueron seleccionados de forma empírica, debido a que los datos dependen de la naturaleza de cada condición del ruido (Eklundh y Jönsson, 2015a).

El método de filtrado seleccionado fue Savitzky-Golay, eficiente en estudios locales por ser capaz de detectar comportamientos más complejos como es el rápido incremento y decremento de los datos (Jönsson y Eklundh, 2004). El procedimiento reemplaza cada valor de los datos por una combinación lineal de los valores cercanos o derivados de una ventana espacial, en este caso de 3,

para poder detectar el rápido incremento y decremento de los valores (Eklundh y Jönsson, 2015a), dando como resultado un suavizado en la adaptación de la curva en el envolvente superior de los valores de NDVI.

La eliminación de picos y valores atípicos fue por el método de filtro medio que elimina los valores que se desvían de una distancia específica; en este caso, con un parámetro de pico de 2, lo cual indica que los picos mayores a dos desviaciones estándar de la media serán eliminados. La determinación del número de estaciones fue 1, el cual se determinó por la presencia de máximos primarios en la serie de tiempo. La fuerza de adaptación del envolvente superior fue de 2, reportado como una adaptación normal, y una sola interacción (Eklundh y Jönsson, 2015a).

Se aplicó un post procesamiento en el cual se crearon imágenes de los datos suavizados generados por Timesat, con 23 imágenes por año con un formato de salida de 16 bit. Con las imágenes adquiridas se calculó el máximo anual de los 16 años con el programa Regression 1.0, el cual genera una imagen con las estadísticas que se desean obtener. El máximo anual es considerado un descriptor del comportamiento fenológico de la vegetación, usado recientemente para la evaluación de la dinámica post-incendio en varios ecosistemas (Bastos *et al.*, 2011; Bisson *et al.*, 2008; Casady *et al.*, 2010; Cuevas-González *et al.*, 2009; Di Mauro *et al.*, 2014; Goetz *et al.*, 2006; C. Gouveia *et al.*, 2010; Jin-Yufang *et al.*, 2012; Mitri y Gitas, 2013; Telesca y Lasaponara, 2006; Van Leeuwen *et al.*, 2010). Los 16 años procesados fueron exportados al formato geotiff para posteriormente utilizarlos.

Con la cartografía de superficies quemadas obtenido de los 16 años, se realizó un procesamiento en el software ArcGIS 10 para obtener las superficies donde sólo se han quemado una vez en el periodo de tiempo estudiado y con una superficie mayor a 100 ha para incluir al menos 16 píxeles de MODIS de 250 x 250m (Di Mauro *et al.*, 2014).

De las áreas obtenidas con el proceso anterior, se consideró una distancia de 250m (tamaño del píxel del producto MOD13Q1), de la periferia de los polígonos quemados hacia fuera para establecer sitios control y evitar cualquier píxel quemado no detectado con la cartografía obtenida. Cada sitio control fue delimitado de acuerdo con las características que tenían las superficies quemadas, como el mismo tipo de vegetación, que fue obtenido del mapa de Uso de Suelo y Vegetación de

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

---

la serie V (INEGI, 2013); una elevación similar tomando como referencia el Modelo Digital de Elevación de 120 x 120m (INEGI, 2011), un extensión similar y una distancia menor de 750m a partir de la periferia del polígono de área quemada.

Posteriormente, los polígonos obtenidos de superficies quemadas y sitios control fueron intersectados con los valores máximos de NDVI de la serie de tiempo del producto MODIS (250 X 250m) y así extraer los datos de cada pixel que cubriera al menos el 80 % de la sobre-posición del área quemada en cada evento (Di Mauro *et al.*, 2014). Estas áreas permitieron comparar la dinámica pre y post incendio de cada área quemada y no quemada en el Área Natural Protegida, en donde se aplicó el análisis estadístico correspondiente.

Los valores del máximo NDVI anual de las zonas quemadas y control fueron analizados a lo largo del tiempo. Además, el coeficiente entre medias de ambas áreas, denominado  $Q_{NDVI}$  fue también empleado, el cual se determina con la siguiente ecuación (Díaz-Delgado *et al.*, 1998):

$$Q_{NDVI} = \frac{NDVI_{fuego}}{NDVI_{control}}$$

Una vez calculado el  $Q_{NDVI}$ , los valores de todas las imágenes un año después del fuego se emplearon para el ajuste de un modelo de regresión logarítmico con el objeto de determinar las tasas de regeneración:

$$Q_{NDVI} = a \ln x + b$$

Las variaciones fenológicas del área quemada previas al fuego se emplearon para el cálculo del intervalo de variación típico de cada comunidad sin perturbación. Se utilizaron la media y la desviación estándar pre-incendio del  $Q_{NDVI}$ , el cual fue usado como referencia para la comparación de la dinámica, a partir de la distancia (diferencia) entre el valor  $Q_{NDVI}$  alcanzado y el valor medio pre-incendio (Díaz y Pons, 1999).

Para verificar la regeneración forestal post-incendio en campo, se realizó un muestreo de vegetación en el área quemada (Aq) y no quemada (No Aq), con la finalidad de comparar el proceso de recubrimiento forestal post-incendio de un bosque pino-encino, afectado por el fuego en el 2008.

El método de muestreo fue de Intercepción lineal o Línea de Canfield (Canfield, 1941) de

50m de longitud (Barajas, 2005), empleada frecuentemente para determinar la cobertura y otras características cuantitativas en la vegetación (Bautista-Zuñiga, 2011). Se trazaron un total de 8 líneas, 4 en Aq y 4 en No Aq. Cada línea fue colocada al azar teniendo en cuenta el efecto de borde que puede existir entre ellas, así como el acceso para colocar las líneas. Se tomó como medida para evitar este efecto 100m de la periferia al centro de los polígonos trazados y así evitar cambios que afecten algunas variables de la composición vegetal como zonas definidas con la menor calidad ecológica dentro de la estructura forestal (Granados *et al.*, 2014).

Durante el procedimiento de muestreo se registraron todos los individuos de las especies de árboles y arbustos a lo largo de la línea de transecto (Pincheira-Ulbrich *et al.*, 2008). Dentro de las mediciones obtenidas en el muestreo, fueron diferentes por el tipo de estrato, arbóreo: diámetro a la altura del pecho (DAP) y longitud intercepto; arbustivo: diámetro en la base y longitud intercepto, valores que determinan algunos indicadores ecológicos como la cobertura relativa y área basal (Barajas, 2005).

En el caso del estrato herbáceo, el método de muestreo fue por cuadrante de 1m<sup>2</sup>, distribuidos al principio y al final de cada línea de Candfield. La información que se obtuvo fue únicamente la cobertura vegetal basado en el sistema de clasificación de Braun Blanquet, el cual realiza una estima visual del porcentaje del suelo cubierto en cada marco de muestreo (Matteucci y Colma, 1982). Las fórmulas que se utilizaron para determinar los diferentes parámetros se describen a continuación:

$$Cobertura\ relativa = \frac{\text{sumadelaslongitudesinterceptoparalaespeciei}}{\text{sumadetodoslosinterceptosdetodaslaespecies}}$$

La estimación del área basal se realizó utilizando el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP), medida que sirve para estimar el volumen de especies arbóreas o arbustivas. En árboles, este parámetro se midió obteniendo el diámetro a una altura de 1.3m y en arbustos que se ramifican desde la base, el diámetro se tomó a la altura del suelo (Cancino, 2012). El área basal se calculó con la fórmula del área del círculo (Bautista-Zuñiga, 2011):

$$AB_R = \pi r^2$$

El área basal total de la especie es la suma del área de todos los individuos. El área basal relativa

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

( $AB_R$ ) de la superficie se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$AB_R = \frac{AB_{AT}}{\sum_n AB_{AT}} 100$$

## 3.2. RESULTADOS

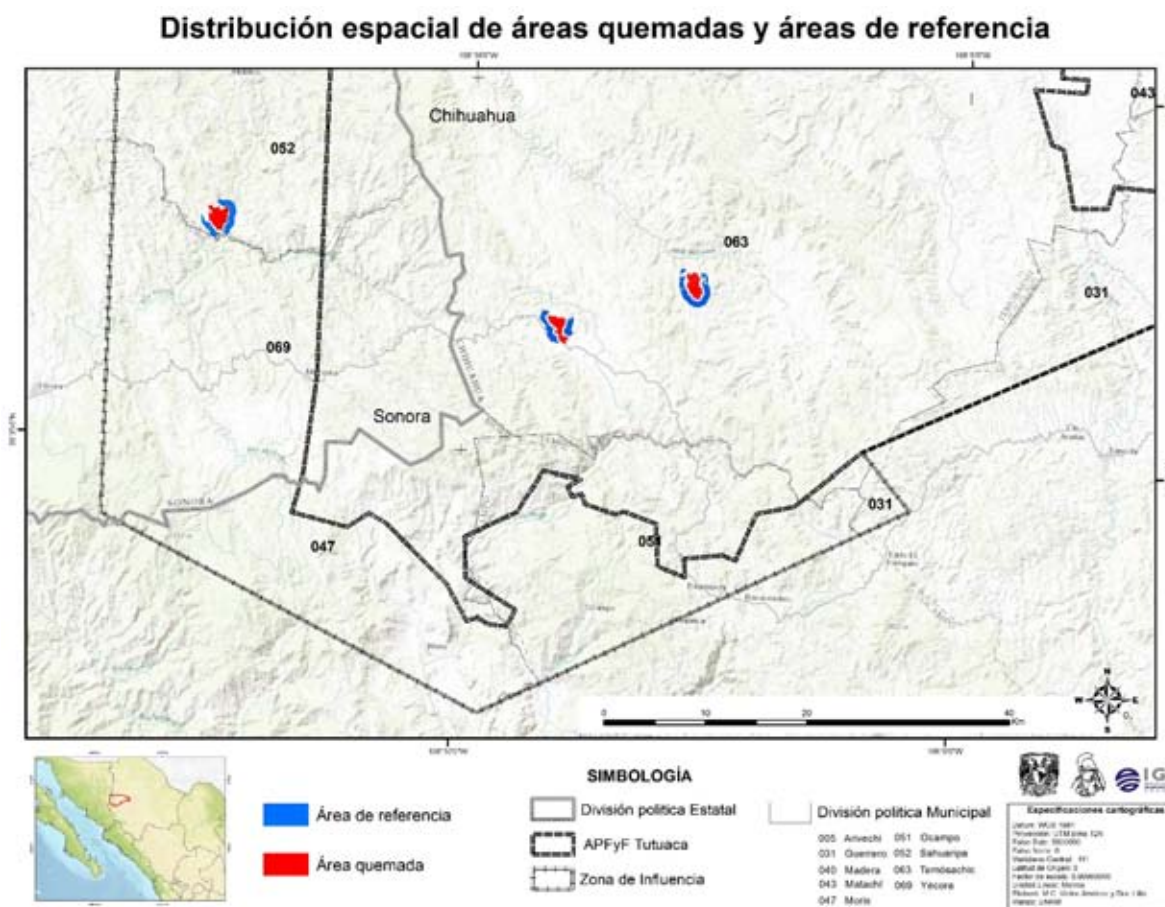
Con el resultado de la cartografía de superficies quemadas (periodo 2000-2015), se obtuvieron zonas que sólo se habían quemado una vez el periodo de tiempo estudiado junto con otros parámetros establecidos en la metodología. De este procedimiento se adquirieron tres polígonos al suroeste del área natural protegida, el primero es un incendio ocurrido en el 2002 en un bosque de encino el cual se localiza en el municipio de Sahuaripa (052), el segundo ocurrió en el 2008 en un bosque de mixto de pino-encino localizado al sur del municipio de Tesósachic (063) y por último el tercer polígono analizado ocurrió en el mismo año y municipio del incendio anterior pero en un bosque de pino (Figura 3.1). Aunado a esto se establecieron zonas de referencia adyacentes a cada área quemada analizada, las cuales presentaban el mismo tipo de vegetación, altitud, pendiente y similar extensión, para poder hacer una comparación (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1**

*Características de las superficies obtenidas que solo se han quemado una vez del 2002 al 2008*

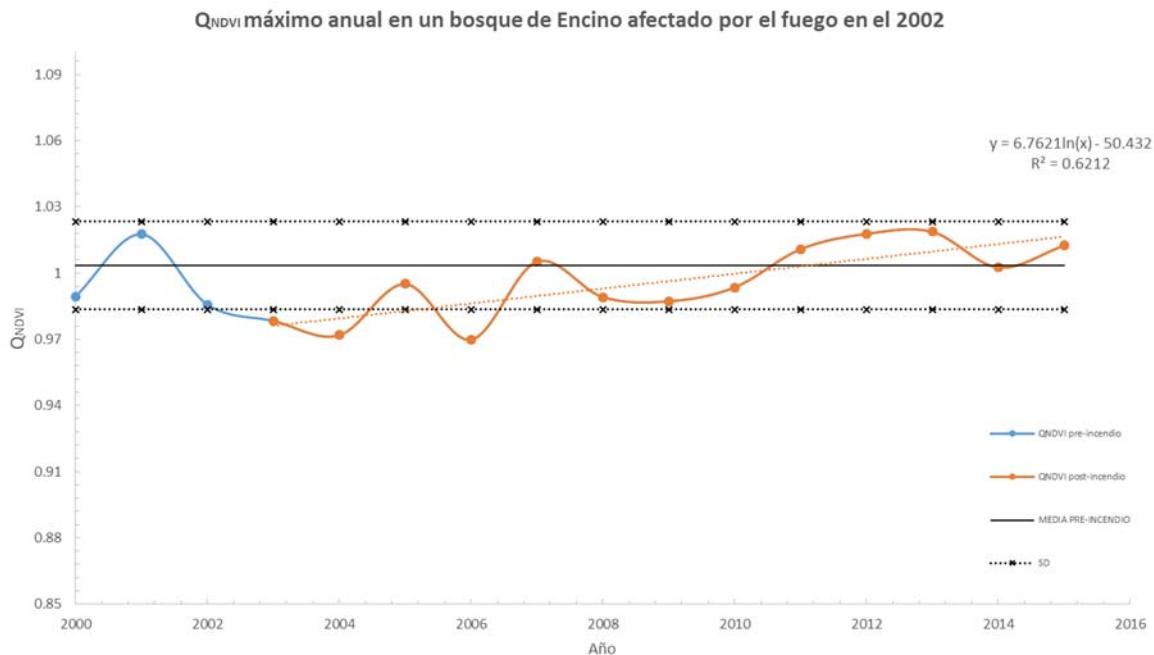
Año del incendio	AQ (Ha)	AR (Ha)	Vegetación	Altitud (msnm)	Pendiente (°)
2002	264.72	264.72	Bosque de Encino (BQ)	1039-1500	5.1-40.51
2008	209.79	209.79	Bosque de Pino (BP)	2049-2486	2.4-33.87
2008	179.31	248.82	Bosque Pino-Encino (BPQ)	1833-2056	2.3-29.56

Con el procesamiento de los datos y la obtención del valor máximo anual de las superficies quemadas y las áreas de referencia se obtuvo lo siguiente. En la Figura 3.2 se puede observar el comportamiento del  $Q_{NDVI}$  del bosque de encino, el cual fue afectado por el fuego en el año 2002, aunado a esto se obtuvo la media (1.0) y desviación estándar (0.02) obtenidas de los valores máximos anuales pre-incendio.



**Figura 3.1.** Localización de los 3 polígonos de referencia extraídos del inventario cartográfico de superficies quemadas (polígonos en rojo, > 100 ha) y las áreas de referencia adyacentes (polígonos de color azul, >100 ha).

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

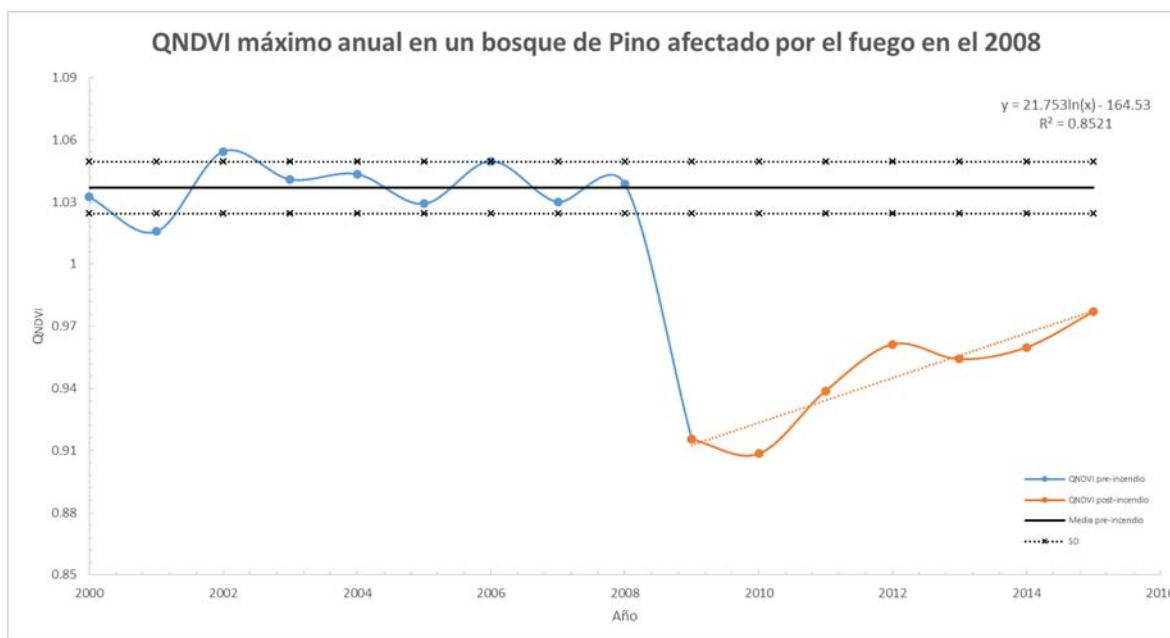


**Figura 3.2.** Comportamiento espectral del  $Q_{NDVI}$  máximo anual de un bosque de encino afectado por el fuego en el año 2002.

Con lo anterior podemos analizar que el comportamiento del  $Q_{NDVI}$  posterior al incendio, muestra valores inferiores a los intervalos establecidos pre-incendio hasta el año 2006, posteriormente los datos comienzan a tener un mayor rango entre los valores, fluctuando entre aquellos de la desviación estándar inferior hasta el año 2011, mientras que de aquí en adelante los valores se encuentran posicionados entre la media y la desviación estándar superior establecida por los valores pre-incendio. Esta forma de representar los datos podría sugerir que el área se encuentra recuperada en el periodo estudiado, ya que en los últimos años alcanzó los valores del intervalo de variación previo al incendio. Además se obtuvo para este modelo un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.62, lo que sugiere la validación del modelo logarítmico empleado para conocer la tasa de regeneración del mismo.

En cambio, el comportamiento del  $Q_{NDVI}$  en un bosque de pino es diferente al del bosque de encino, tanto pre y post-incendio. En la Figura 3.3 podemos observar este comportamiento en el bosque de pino afectado por el fuego en el 2008, en donde los datos pre-incendio obtuvieron una media de 1.04 y una desviación estándar de 0.01. Con esto podemos decir que los valores

pre-incendio tienen una desviación estándar menor los bosques de pino comparado con los bosques de encino, lo cual da como resultado una fluctuación muy baja de los valores del  $Q_{NDVI}$ .



**Figura 3.3.** Comportamiento espectral del  $Q_{NDVI}$  máximo anual de un bosque de pino afectado por el fuego en el año 2008.

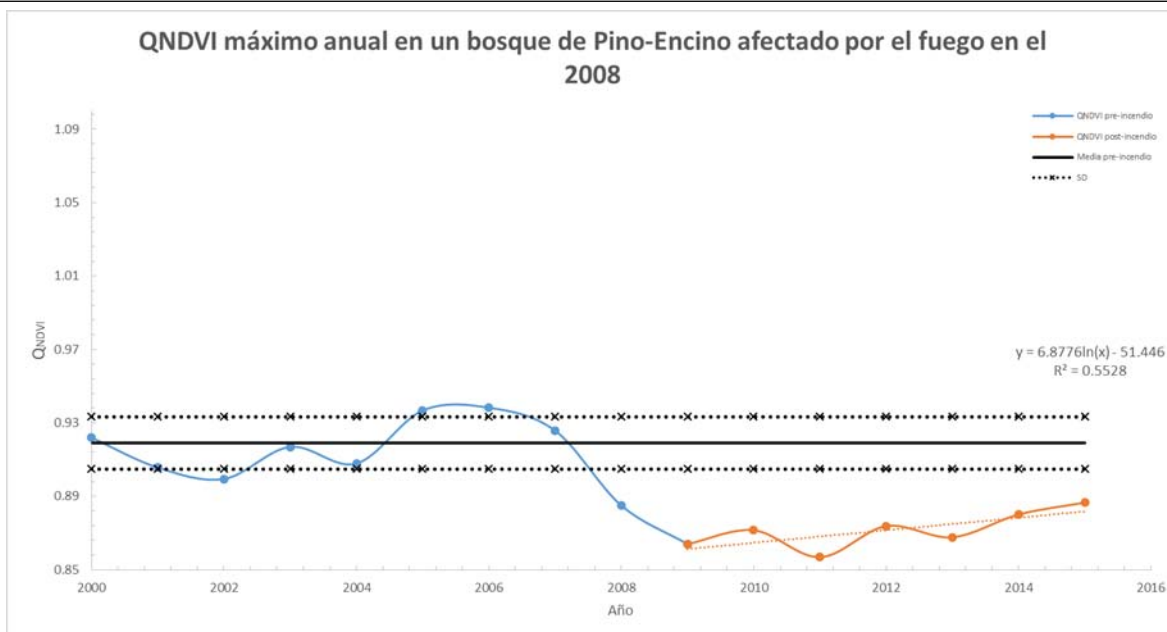
Los datos posteriores al evento muestran que el efecto del fuego se ve reflejado en el  $Q_{NDVI}$  hasta el 2009 y alcanza el valor más bajo de  $Q_{NDVI}$  en el 2010, posterior a esto se podría decir que el  $Q_{NDVI}$  empiezan a tener una regeneración. Esto define que el bosque se encuentra en proceso de regeneración, ya que tomar la distancia de la media pre-incendio y el valor post-incendio del 2015 (0.06), no ha alcanzado el intervalo de variación previo al incendio. Lo anterior sustentado con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.85, lo cual valida el modelo logarítmico empleado.

Por último, en la Figura 3.4 podemos observar el comportamiento del  $Q_{NDVI}$  del bosque mixto de pino-encino afectado en el año 2008, donde el comportamiento medio de los datos pre-incendio fue de 0.92 y una desviación estándar de 0.01 mayor que el bosque de pino pero menor que el bosque de encino, lo cual se refleja en un comportamiento menos estable de los datos pre-incendio.

Por otro lado, los valores de  $Q_{NDVI}$  post-incendio muestran el efecto de quemado ya que los valores se encuentran por debajo de la media y desviación estándar establecida anteriores al evento.



### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.



**Figura 3.4.** Comportamiento espectral del  $Q_{NDVI}$  máximo anual de un bosque mixto de pino-encino afectado por el fuego en el año 2008.

Además dicho comportamiento podría inferir que la vegetación puede encontrarse en un proceso de regeneración ya que los valores en los últimos años no han alcanzado el intervalo de variación establecido en el cual se encontraban los valores antes del incendio, con una distancia para el 2015 de 0.03. En este caso el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) fue 0.55, siendo el más bajo de los tres modelos logarítmicos.

No obstante, resulta posible diferenciar entre la respuesta al fuego en los tres tipos de vegetación, ya que los valores anteriores y posteriores al fuego resultan ser diferentes, mientras que al comparar la desviación estándar del  $Q_{NDVI}$  pre y post incendio de los tres modelos, resultan ser más estables aquellos relacionados a los bosque de pino, seguido de los bosques de pino-encino y por último los bosques de encino, lo cual repercute en los valores post-incendio. Por otro lado, al tomar en cuenta la distancia de la media pre-incendio y el último valor del año analizado, podemos decir que los bosques de encino tienen la tasa de regeneración de los valores  $Q_{NDVI}$  más alta seguido de los bosques de pino-encino y por último el bosque de pino fue el que mostró la tasa de regeneración más baja.

Para verificar y observar lo que sucede en campo y lo obtenido con el  $Q_{NDVI}$ , se realizó un

muestreo en las áreas quemadas (Aq) y no quemadas (No Aq) del incendio ocurrido en el 2008 en un bosque mixto de pino-encino en el municipio de Temósachic, haciendo el análisis en el estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo del área.

Considerando a todos los individuos registrados en el área quemada (Aq) y no quemada (No Aq), en el estrato arbóreo y arbustivo, se encontró un total de 7 géneros, los cuales están representados por *Pinus*, *Quercus*, *Juniperus* y *Arbutus* en el estrato arbóreo; mientras que el estrato arbustivo se encuentra representado por *Arctostaphylos*, *Arbusto* y *Ceanothus*.

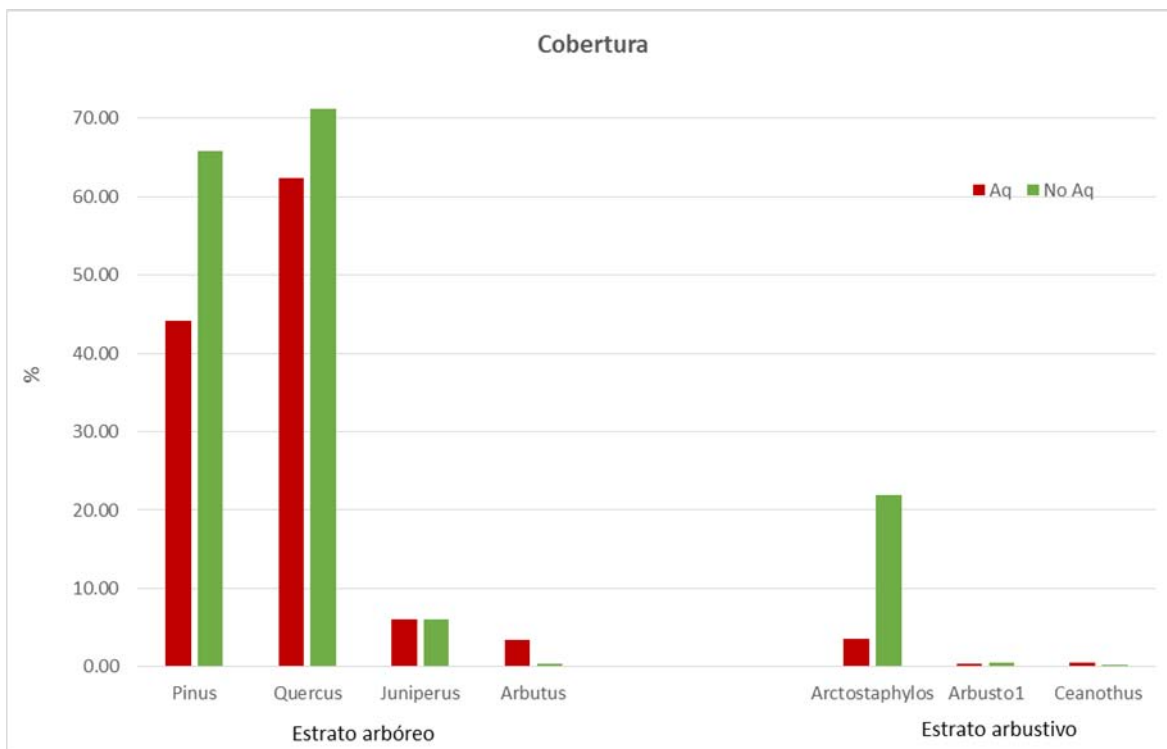
En cuanto al resultado de los indicadores ecológicos evaluados, en la Figura 3.5 se muestra el porcentaje de cobertura vegetal obtenida por la Línea de Candfield, donde en el estrato arbóreo los encinos en las No Aq cuentan con 71.13 % mientras que las Aq el 62.35 %, los pinos (*Pinus*) el 65.76 % y 44.14 %, *Juniperus* 6.10 % y 6.08 %, y por último *Arbutus* 0.45 % y 3.51 % respectivamente. Con respecto al estrato arbustivo, el género que presentó una mayor cobertura es el *Arctostaphylos* con el 21.93 % en las No Aq y el 3.61 % en las Aq, seguido de *Arbusto* 1 con 0.57 % y 0.38 % y por último el *Ceanothus* con 0.32 % y 0.54 % respectivamente.

Con los resultados obtenidos pudimos darnos cuenta que las superficies quemadas tienen un menor porcentaje de cobertura comparado con las áreas no quemadas, ya que al analizar el total del porcentaje de sustrato cubierto en ambos estratos, la primera es del 120.58 % (Aq) y la segunda del 166.24 % (No Aq).

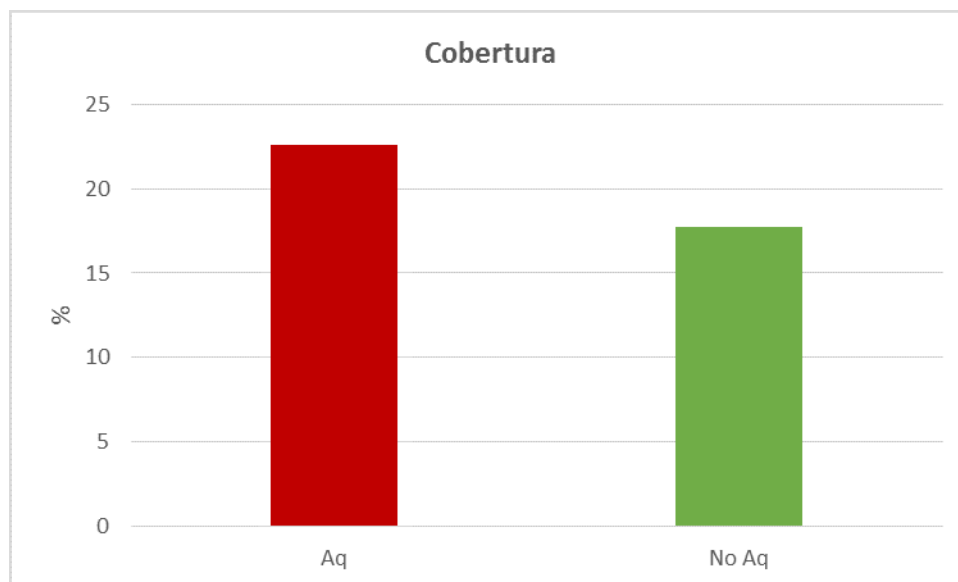
Por otro lado como era de esperarse, el género *Quercus* al tener la capacidad de regeneración al obtener una diferencia del 8 % entre las No Aq y las Aq; en cambio, el género *Pinus* tiene una diferencia del 21.6 % sugiriendo que los individuos afectados no tiene la capacidad de formación de rebrotes, teniendo otras respuestas al fuego como puede ser la germinación de semillas.

En el estrato herbáceo que fue evaluado en cuadrantes de 1 m<sup>2</sup>, se obtuvo que las áreas quemadas tienen el 22.6 % de cobertura mientras que las áreas no quemadas el 17.75 % (Figura 3.6). Lo obtenido podría inferir que el estrato herbáceo juega un papel importante post-incendio, ya que tal vez la presencia del fuego promueve la germinación de herbáceas germinadoras de la zona o que permita el establecimiento de especies oportunistas.

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.



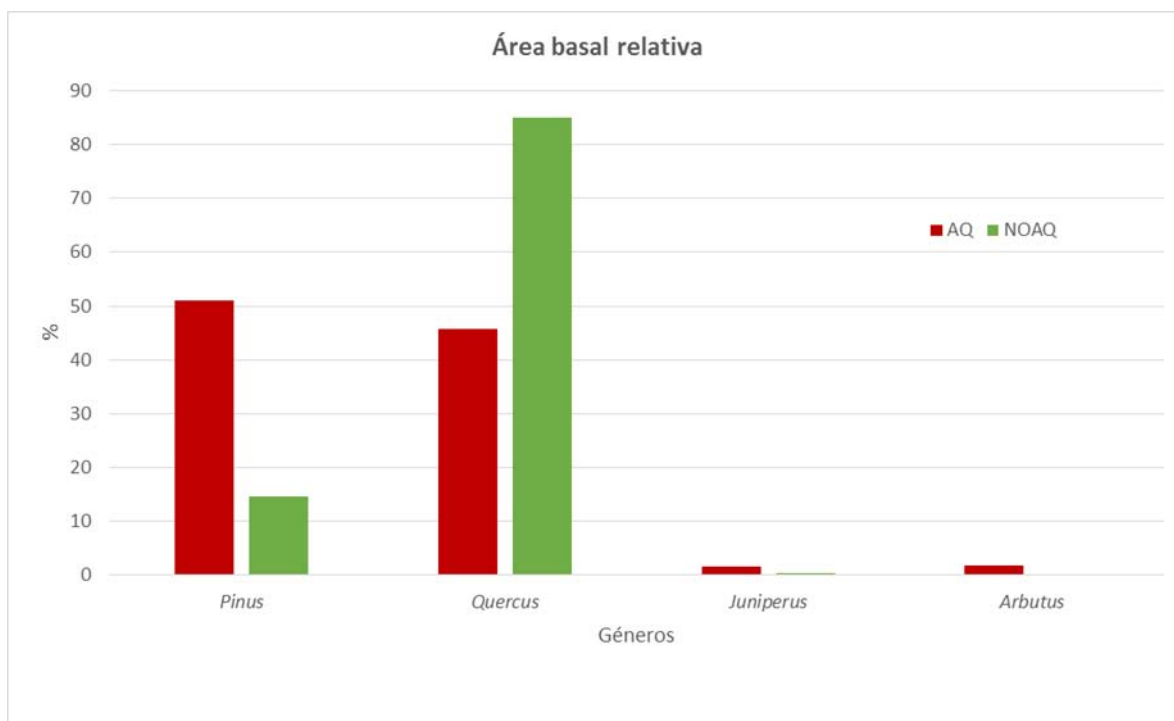
**Figura 3.5.** Cobertura relativa del estrato arbóreo y arbustivo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008.



**Figura 3.6.** Cobertura relativa del estrato herbáceo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008.

Otra de las variables evaluadas fue el área basal que sirve para estimar el volumen de especies arbóreas o arbustivas. En la Figura 3.7 se puede observar el área basal relativa del estrato arbóreo donde se muestra que en las líneas No Aq el género *Quercus* obtuvo el mayor volumen con el 84.94 %, seguido de *Pinus* con 14.66 %, *Juniperus* con 0.39 % y *Arbutus* con el 0.004 %. Mientras que las líneas Aq el género que mayor área basal obtuvo fue *Pinus* con 51.11 %, seguido del *Quercus* con 45.63 %, *Juniperus* con 1.57 % y finalmente *Arbutus* con 1.68 %.

Lo anterior sugiere que los *Pinus* cuando son afectados por el fuego tienen un mayor crecimiento en diámetro en comparación con el *Quercus*, mostrando así la posible afinidad a dichos eventos. En cambio el *Quercus* al observar que el crecimiento en su diámetro sin ningún evento relacionado a los incendios tienen el efecto contrario con respecto al género *Pinus*.

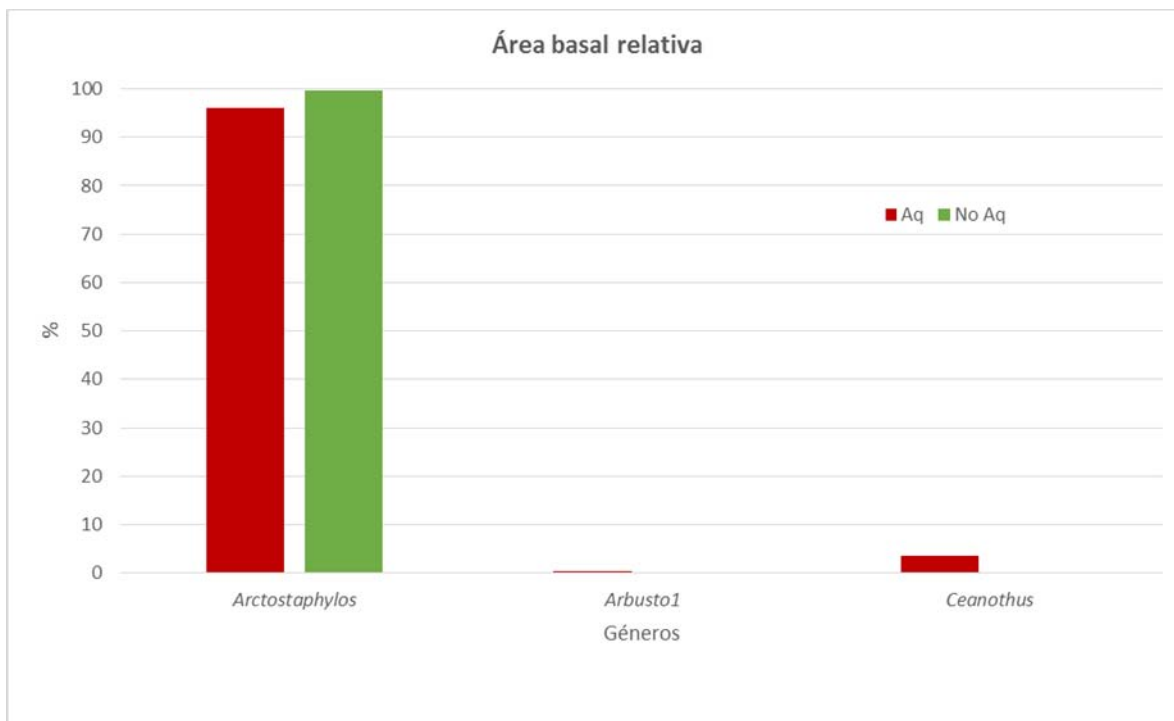


**Figura 3.7.** Cobertura basal relativa en el estrato arbóreo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008.

Los resultados obtenidos del área basal en el estrato arbustivo se muestran en la Figura 3.8, donde se puede observar que en las No Aq el *Arctostaphylos* presenta el 99.76 %, seguida del

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

Arbusto 1 con 0.17 % y *Ceanothus* con el 0.07 %. Por otro lado las Aq el *Arctostaphylos* nuevamente presentó la mayor área basal con 95.98 % seguida del Arbusto 1 con 0.5 % y el *Ceanothus* con el 3.5 %. Mostrando así que el género con mayor área basal juega un papel muy importante en la estructura del ecosistema.



**Figura 3.8.** Cobertura basal relativa en el estrato arbustivo en áreas quemadas (Aq, color rojo) y áreas no quemadas (No Aq, color verde) en un Bosque de pino-encino afectado por el fuego en el 2008.

### 3.3. DISCUSIÓN

Los incendios forestales son eventos naturales frecuentes en diferentes ecosistemas en el norte de México y su efecto sobre la regeneración de la vegetación ha sido escasamente estudiado (Alanís-Rodríguez, 2010). Con el análisis de los resultados obtenidos podemos decir que el periodo de regeneración de los encinos para el área de estudio es de 9 años, ya que los valores pre-incendio obtenidos se mantuvieron por debajo de la media y desviación estándar desde el año 2002 hasta el

2010 para posteriormente mantenerse por arriba de la media, tomando en cuenta además que la distancia entre los valores pre-incendio y el valor de  $Q_{NDVI}$  del último año analizado fue cero.

El tiempo estimado de regeneración es muy semejante al reportado por Díaz, *et al.* (1998) estimando un tiempo de regeneración de 7 años en un bosque de encino en Cataluña obtenido con imágenes Landsat, pero resulta un tanto diferente a lo obtenido por Cuevas *et al.* (2009) el cual reporta una tasa de regeneración de más de 13 años en un bosque caducifolio en Siberia con MODIS. Esto de acuerdo a los valores espectrales de  $Q_{NDVI}$  que están asociados al reverdecimiento de la vegetación y la densidad de la misma (Hardisky *et al.*, 1983).

Esta diferencia puede estar atribuida a diferentes factores como la dinámica de la vegetación pre-incendio, el tiempo de duración de la quema, y la temporada de crecimiento, los cuales influyen en la regeneración de los bosques (Kasischke-E y French, 1997), por lo que nuestra área necesitó más tiempo para regenerarse respecto a Díaz, *et al.* (1998), pero un menor lapso de tiempo comparado con Cuevas *et al.* (2009).

Otro factor que podría atribuir en esta diferencia es la resolución, donde las observaciones de los dos trabajos mencionados fueron en pixeles de 30m y 500m, mientras que nosotros usamos pixeles de 250m, esto podría ocasionar una predicción de regeneración más lenta en sensores con resolución espacial más gruesa (Cuevas-González *et al.*, 2009). Este cambio en la resolución se ha puesto de manifiesto en la cartografía de superficies quemadas en diferentes trabajos donde la sobreestimación de los perímetros obtenidos con imágenes a una resolución de 500 m puede ser entre el 20 y 40 % comparado con imágenes de 30 m (Landsat-ETM) (Fraser *et al.*, 2004). Si la cartografía de superficies quemadas es más precisa con una resolución espacial más fina se sugiere que en este caso pasa lo mismo.

El comportamiento del  $Q_{NDVI}$  en los encinos muestra la mayor disminución dos años después de la quema (2004), con un aumento repentino en el tercer año (2005), lo cual es explicado por Cuevas *et al.* (2009) donde menciona que la señal detectada a través del NDVI pudo tener un decremento significativo inmediatamente después del incendio debido a la desaparición de los pastos y arbustos para posteriormente tener un rápido incremento dos años después por el rebrote que ocurre en la vegetación del sotobosque.

### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

---

Cabe mencionar que se ha reportado en la mayoría de los encinos, desde deciduos hasta brevideciduos, se comportan como especies resistentes ante fuegos superficiales, de baja severidad. En esa situación, como respuesta al daño la copa se recuperara en parte o en todo el follaje, pasada la temporada de reposo. Si el daño recibido es severo, se estimulará la emisión de rebrotes desde la base del tronco, así como la regeneración del follaje en las zonas de la copa que no hayan resultado muertas (Moctezuma *et al.*, 2015). Lo anterior podría explicar por qué los valores máximos anuales muestran un aumento del  $Q_{NDVI}$ , sobrepasando los valores medios pre-incendio, dando como resultado la regeneración en el bosque de encinos afectado a través del  $Q_{NDVI}$ , el cual es sensible a la actividad fotosintética de la zona.

En el caso del bosque de pino, el  $Q_{NDVI}$  muestra una gran disminución en el momento del incendio (2008) en comparación con el bosque de encino, esto debido posiblemente a que los bosques templados tienen una disponibilidad de combustibles ligeros superior, como consecuencia del tiempo que tardan las acículas en descomponerse (Xelhuantzi *et al.*, 2011), provocando una mayor severidad del mismo, además los incendios en caso de ser de copa en los bosques de pino tienden a consumir más combustible que aquellos incendios superficiales (Wirth, 2005).

En el presente estudio el  $Q_{NDVI}$  posterior al incendio podemos ver el reflejo del impacto hasta el año siguiente (2009), esto debido a que solo estamos tomando los valores máximos anuales de  $Q_{NDVI}$ , y no la serie de tiempo completa en el cual podríamos ver el momento en que ocurrió el evento. En cambio dos años posteriores al incendio (2010) se detectó el valor más bajo de  $Q_{NDVI}$  post-incendio, donde podemos decir que la regeneración empezó a surtir efecto, ya que de aquí en adelante los datos empezaron a obtener valores más altos cercanos a los parámetros pre-incendio establecidos.

Vale la pena señalar que los 7 años evaluados post-incendio no han sido suficientes para poder decir que el área afectada se ha regenerado por completo ya que los valores post-incendio del último año (2015) no han alcanzado el intervalo medio pre-incendio, lo que nos lleva a pensar que este tipo de vegetación tarda más de 7 años en recuperarse. El conocimiento de la distancia entre la media pre-incendio y el valor del año 2015 que fue de 0.060, puede inferir que si en 7 años la distancia va al 49 % de regeneración, posiblemente en 14 se encuentre el bosque recuperado del incendio (al menos espectralmente), periodo que sería semejante a lo reportado por Hudson

y Salazar (1981) donde mencionan que el tiempo recomendado para que pueda restablecerse el renuevo es de 12 años en los bosques templados.

Aunado a esto, la exclusión del fuego, o la ausencia total del uso del fuego en áreas forestales por periodos prolongados, también es un factor que contribuye a la generación de incendios forestales de gran magnitud debido a la acumulación de material combustible. Esto combinado con otros agentes climáticos, como sequías prolongadas y fuertes vientos, hará que los efectos de los incendios sean tan devastadores que la regeneración de las áreas toma grandes periodos de tiempo (Oliver y Larson, 1996).

En este contexto, el fuego es catalogado como una fuerza negativa de cambio, sin embargo, es un factor necesario para algunas especies del género *Pinus*, en particular las que poseen conos serótinicos, mismos que, por sus características de desarrollo, requieren de altas temperaturas para la apertura de conos, para la dispersión de sus semillas, y, en consecuencia, para alcanzar su regeneración natural (T. D. A. Rodríguez y Fulé, 2003).

Al realizar una comparación entre el bosque de pino y el de encino, podemos decir que el pino presenta un tiempo de regeneración más largo que el bosque de encino, posiblemente por diferentes razones, dentro de las cuales, la más importante es por las especies que puedan existir en los diferentes ecosistemas, como aquellas que pueden tener vegetación rebotadora como los encinos, caso contrario en los pinos (Díaz-Delgado *et al.*, 1998). Varios de los estudios concuerdan con los resultados obtenidos en el presente estudio donde la vegetación perennifolia tiene un periodo más largo de regeneración en comparación con las caducifolias (Cuevas-González *et al.*, 2009; Díaz-Delgado *et al.*, 2002, 1998).

El último tipo de vegetación que se analizó fue un bosque mixto de pino-encino, en el cual se observó un cambio entre los valores  $Q_{NDVI}$  pre y post-incendio, por tanto, resulta útil para diferenciar y realizar un monitoreo de la vegetación después de un evento de esta naturaleza. Estos cambios en los datos resultan interesantes por la mezcla entre los dos tipos de vegetación, que de acuerdo a su nomenclatura predominan las coníferas (INEGI, 2013). Respecto a esto, el cambio de  $Q_{NDVI}$  después del incendio no están marcado el descenso de los valores como es el caso de los pinos, ni tan diferente al bosque de encino analizado.



### 3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.

---

Además, se pudo observar una regeneración más lenta del  $Q_{NDVI}$ , en comparación con los encinos, dado que en los 7 años analizados los valores post-incendio no alcanzaron los valores medios de referencia pre-incendio y poder decir que la vegetación se ha recuperado en este periodo. En este sentido, al obtener la diferencia o distancia entre la media del  $Q_{NDVI}$  pre-incendio y el valor post-incendio del último año obtenido (2015), la cual fue de 0.033, podemos decir que la vegetación se ha recuperado en un 59 %.

Lo anterior pudimos verificarlo en campo, realizando las mediciones de la cobertura vegetal en el bosque mixto de pino-encino afectado en 2008. En el muestreo se realizaron dos mediciones, la de cobertura y la de área basal para tratar de encontrar una relación de lo medido en campo del estado actual de las superficies quemadas y el resultado obtenido a través del  $Q_{NDVI}$ .

Al observar los resultados de la cobertura vegetal (Figura 3.5), pudimos darnos cuenta que al menos en el estrato arbóreo y arbustivo, las superficies quemadas siguen teniendo un menor porcentaje de cobertura comparado con las áreas no quemadas. Esto se vuelve crucial si tomamos en cuenta lo obtenido a través del  $Q_{NDVI}$  en el bosque mixto, el cual refleja que la zona afectada no se ha regenerado y continúa con ese proceso después de 7 años, verificando que al menos el modelo empleado para la regeneración de la vegetación después de un incendio resulta útil para estimar este proceso y realizar estudios futuros del monitoreo de la vegetación.

Aunado a esto pudimos observar que los encinos (*Quercus*), son los que mayor porcentaje de cobertura tienen después de siete años de haber ocurrido el incendio, seguido de los pinos (*Pinus*). Lo anterior resulta lógico ya que los bosques de encino, donde como respuesta al daño, la copa se recuperara en parte o en todo el follaje (Moctezuma *et al.*, 2015), caso contrario con los pinos, los cuales presentan una estrategia de regeneración por semillas (Díaz-Delgado *et al.*, 1998), impidiendo la rápida regeneración de los valores  $Q_{NDVI}$  y tomando en cuenta además que por su nomenclatura (INEGI, 2013) predominan las coníferas en la cobertura vegetal. Con esto podemos decir que puede existir una relación de la cobertura vegetal y la respuesta espectral en función de la actividad fotosintética que es lo que se ve reflejado en el  $Q_{NDVI}$ .

Otra variable en la vegetación que fue evaluada es el área basal, y aun que resulte interesante, la respuesta espectral en el  $Q_{NDVI}$  no considera la corteza. Sin embargo, los resultados mostraron

que el bosque de encino en las áreas no quemadas tienen el mayor volumen, en cambio en las áreas afectadas por el fuego los que sobresalen son los pinos, lo que sugiere que los Pinus cuando son afectados por el fuego tienen un mayor engrosamiento de la corteza como respuesta a la afinidad a dichos eventos (T. D. A. Rodríguez y Fulé, 2003; D A Rodríguez-Trejo, 2001; Vega, 2003), la cual representa una crucial protección para el cambium vascular ante los incendios D A Rodríguez-Trejo (2001).

### **3. MONITOREO DE LA REGENERACIÓN FORESTAL POST-INCENDIO EN UN BOSQUE DE ENCINO, PINO Y PINO-ENCINO.**

---

## CONCLUSIONES

---

Los estudios multitemporales resultan importantes, tomando en cuenta la implementación de umbrales dinámicos por múltiples factores que influyen en la señal para la detección de las superficies quemadas, como puede ser la reflectividad de las hojas que dependen del estado fenológico de la vegetación, la situación geográfica y las condiciones atmosféricas del lugar. Los umbrales BAIM para el área de estudio fueron ajustados mediante técnicas visuales que abarcan desde 34 hasta 75, siendo los más frecuentes el 45 y 50.

Los umbrales de BAIM muestran una tendencia dependiendo de la temporada en que la imagen fue capturada, colocando los valores más altos en los días julianos del primer trimestre del año y los más bajos en el segundo trimestre, lo cual se relaciona con la fenología de la vegetación, las condiciones atmosféricas y las características del algoritmo por la sensibilidad que tiene a la humedad y la estructura interna de las hojas al utilizar el SWIR. Con lo anterior podemos decir que los valores altos se relacionan con la menor humedad en el sitio de estudio y los más bajos por un aumento en la misma.

La eficiencia de discriminación del algoritmo BAIM sobre imágenes Landsat y el área de estudio, es de 94 %, los cual demuestran la efectividad de los umbrales dinámicos ajustados visualmente, el apoyo de los puntos de calor de FIRMS, y el proceso de múltiples imágenes desde el momento en que iniciaron los incendios hasta su término, para la cartografía de las superficies quemadas.

Los errores de omisión se atribuyen principalmente a la diferencia entre las fecha en que

## Ⅹ. CONCLUSIONES

---

ocurrió el incendio y la fecha de captura de la imagen Landsat, el cual no puede ser mayor a 9 días o podría perderse el efecto de quemado en los bordes de los perímetros, esto a causa de la reducción de cenizas y carbón, los tipos de vegetación afectada, el tipo de incendio y la heterogeneidad de las quemadas.

Los errores de comisión se atribuyen al efecto de la sombra causado por la topografía tan accidentada del lugar, debido a los valores de reflectividad tan bajos de las superficies quemadas que se asemejan aquellas coberturas con valores similares como son los cuerpos de agua, los humedales, los bosques densos de coníferas y las sombras.

El desarrollo de metodologías capaces de obtener una mayor exactitud en la obtención de superficies quemadas resulta complicado debido a la variabilidad de los factores que intervienen para la reducción de los errores, tanto en la reflectividad de las imágenes en diferentes zonas de estudio, como en la forma de procesamiento para la obtención de las superficies quemadas, lo cual dificulta la automatización de procedimientos para este fin.

En el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca se estimó un total de 93,656.95 ha de áreas quemadas desde al año 2000 hasta el 2015, lo cual representa el 21.43 % del área total de estudio. Con esto se identificaron los años con mayor afectación, donde resaltan el año 2000, 2011, 2013 y 2014 ordenados de forma descendente, mientras que los años menos afectados son el 2005, 2015 y 2004.

Los años de mayor afectación se relacionaron con el fenómeno de la Niña, donde las anomalías en la precipitación de invierno parecen simétricamente opuestas con respecto a las observadas en años de Niño, por lo tanto, al prolongar la ausencia de precipitación desde invierno hasta verano, la vegetación se vuelve más vulnerable a la ignición por causa de otros factores en la propagación de incendios. Por otro lado al analizar los años menos afectados pudimos notar una relación positiva con el fenómeno de El Niño en periodos de invierno, dado que las lluvias se intensifican durante este periodo en el noroeste y noreste de México.

El factor principal de la ocurrencia de incendios localizado en el APFFT son los pastizales inducidos relacionados con la actividad agropecuaria, que junto con las condiciones meteorológicas han provocado la ignición de estas zonas. Aquellos que no tuvieron una cercanía a las zonas

---

agrícolas y los pastos cultivados, se encontraban muy cerca de las carreteras, donde fue introducido el pasto rosado (*Melinis repens*), el cual tiene una afinidad al fuego.

El tipo de vegetación que resultó más afectada es el bosque de encino; no sólo en el periodo total de estudio, sino en todos los años siempre fue la que más se quemó; resultado que contradice el programa de manejo del área, el cual menciona que el bosque de pino es donde mayormente se presentan. Esto nos demuestra que nuestra metodología nos permite tener una mejor precisión en cuanto a la localización y delimitación de las superficies quemadas.

Los encinos resultaron ser lo más afectados por diferentes causas tanto naturales como antropogénicas. Respecto a las naturales, se atribuye que su afectación es por su localización geográfica ya que es la comunidad que mayor distribución tienen en el área de estudio. En cuanto a las antropogénicas, puede deberse a que los encinos, en caso de ser un bosque abierto, tienen una importante práctica ganadera. Aunado a esto la presencia del pasto rosado (*Melinis repens*, utilizado para la ganadería) podría estar provocando el establecimiento de la especie en bosques que fueron afectados por el fuego, aumentando el combustible disponible para hacer más frecuente la ocurrencia de incendios.

La fortaleza de este tipo de trabajos está en la generación de estadísticas que permitan la mejor interpretación y toma de decisiones, a partir de las tendencias y patrones espaciales como temporales de las quemadas e incendios forestales que está sucediendo en el Área de protección de Flora y Fauna Tutuaca, importante por ser el área de reproducción de la cotorra serrana (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*) en peligro de extinción, y la presencia de bosques relictos de pino-encino donde habita dicha ave.

Por otro lado, en el monitoreo post-incendio, el cociente entre las superficies quemadas y los sitios control en un bosque de encino, uno de pino y un mixto de pino-encino, resultó ser una medida que logra detectar un incendio forestal a través del QNDVI, además de poder realizar inferencias del tiempo de regeneración de la vegetación afectada.

En el caso del bosque de encino afectado en el año 2002 tuvo un periodo de regeneración de 9 años después del incendio, con un coeficiente de variación  $R^2$  de 0.62. Esto a causa probablemente al tipo de vegetación ya que los encinos tienen la capacidad de rebrote favoreciendo la regeneración

## Ⅹ. CONCLUSIONES

---

de los mismos.

En cambio, en el bosque de pino los resultados mostraron que después de 7 años los datos no alcanzaron el valor de determinación pre-incendio, indicando que su periodo de regeneración es más elevado. Por otro, lado el coeficiente de determinación  $R^2$  para este modelo es de 0.85, porque la metodología empleada explica mejor el comportamiento de los datos en pinos que en encinos.

Para los bosques mixtos de pino-encino, se obtuvo un periodo de regeneración parecido al de los pinos, ya que después de 7 años tampoco habían alcanzado los datos el valor medio pre-incendio, con lo que podemos decir que estos bosques tienen un periodo más largo de regeneración comparado con los encinos pero más corto en comparación con los pinos, dado por las distancias encontradas en cada uno de los casos.

Los muestreos en campo en el incendio ocurrido en el 2008 en el bosque de pino-encino, resultaron interesante ya que evidentemente la cobertura es la que puede respaldar los análisis obtenidos con el QNDVI, por lo tanto, en estudios posteriores se recomienda esta información.

Los resultados de la regeneración sustentan una posible forma de realizar el monitoreo pre y post-incendio a través de la teledetección y con ello evaluar y cuantificar la regeneración en diferentes ecosistemas, resultados que pueden ser de utilidad para los planes de manejo de las áreas naturales protegidas encargadas de proteger y conservar los ecosistemas en México.

---

## Apéndice A

# ANEXO

---

**Tabla A.1**

*Umbrales de BAIM establecidos para cada imagen utilizada para cartografiar las superficies quemadas.*

Sensor	Path/Raw	Año	Día Juliano	Umbral	Sensor	Path/Raw	Año	Día Juliano	Umbral
ETM+	33/40	2000	146	40	TM	34/40	2008	167	50
TM	34/40	2000	145	55	TM	33/40	2009	162	40
ETM+	33/40	2001	116	40	TM	34/40	2009	169	55
TM	33/40	2001	156	45	TM	33/40	2010	101	60
ETM+	33/40	2001	164	40	TM	33/40	2010	165	40
TM	34/40	2001	179	40	TM	34/40	2010	92	65
TM	33/40	2002	143	50	TM	34/40	2010	108	57
ETM+	33/40	2002	167	45	TM	34/40	2010	140	60
ETM+	34/40	2002	142	50	TM	34/40	2010	172	50
TM	34/40	2002	166	70	TM	33/40	2011	56	62
TM	33/40	2003	146	45	TM	33/40	2011	104	55
ETM+	34/40	2003	145	45	TM	33/40	2011	120	50
TM	34/40	2004	172	55	TM	33/40	2011	136	45
TM	33/40	2006	170	38	TM	34/40	2011	79	60
TM	34/40	2006	129	60	TM	34/40	2011	111	60
TM	34/40	2006	145	55	TM	34/40	2011	159	60



## A. ANEXO

---

Sensor	Path/Raw	Año	Día Juliano	Umbral	Sensor	Path/Raw	Año	Día Juliano	Umbral
TM	34/40	2006	161	55	TM	34/40	2011	175	55
TM	34/40	2006	193	50	OLI	33/40	2013	109	40
TM	33/40	2007	125	40	OLI	33/40	2013	141	35
TM	33/40	2007	141	45	OLI	33/40	2013	157	35
TM	33/40	2007	173	53	OLI	33/40	2013	173	40
TM	34/40	2007	132	75	OLI	33/40	2013	189	45
TM	34/40	2007	148	75	OLI	34/40	2013	132	34
TM	34/40	2007	164	70	OLI	34/40	2013	148	35
TM	33/40	2008	128	45	OLI	34/40	2013	164	50
TM	33/40	2008	144	50	OLI	34/40	2013	180	48
TM	33/40	2008	160	43	OLI	33/40	2014	144	37
TM	33/40	2008	144	50	OLI	33/40	2014	160	35
TM	33/40	2008	160	43	OLI	34/40	2014	167	45
TM	34/40	2008	135	50	OLI	33/40	2015	147	35
TM	34/40	2008	151	55	OLI	34/40	2015	170	45

---

# BIBLIOGRAFÍA

---

- Alanís-Rodríguez, E. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (Pinus-Quercus) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690-695.
- Barajas, G. (2005). Evaluación de la Diversidad de la Flora en el Campus Juriquilla de la UNAM. *Evaluación de La Biodiversidad*, 2(2), 1-10.
- Barbosa, P. M., Ayanz, J. S.-M., Martínez, B., y Schmuck, G. (2002). Burnt area mapping in southern Europe using IRS-WiFS. En *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. Rotterdam, Holland: Millpress.
- Bastarrika, A., Chuvieco, E., y Martín, M. P. (2011). Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*, 115(4), 1003-1012.
- Bastos, A., Gouveia, C., DaCamara, C., y Trigo, R. (2011). Modelling post-fire vegetation recovery in Portugal. *Biogeosciences*, 8(12), 3593.
- Bautista-Zuñiga, F. (2011). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales* (2a ed.). D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bisson, M., Fornaciai, A., Coli, A., Mazzarini, F., y Pareschi, M. T. (2008). The vegetation resilience after fire (VRAF) index: development, implementation and an illustration from central Italy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10(3), 312-329.
- Camarero, J. J. (2011). Dinámica post-incendio de la vegetación en un valle del Alto Najerilla. *Zubía*,

(23), 103-124.

Cancino, C. J. O. (2012). *Dendrometría básica*. Concepción, Chile: Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente.

Canfield, R. H. (1941). Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 4(4), 388-394.

Caraveo, C. L. A., Alatorre, C. L. C., Torres, O. M. E., y Wiebe, Q. L. C. (2015). Evaluación de la Recuperación vegetal en áreas con distinta severidad de fuego usando teledetección: caso de estudio, Municipio de Ocampo, Coahuila. En C. Alatorre, O. Torres, V. Rojas, Q. Wiebe, G. Sandoval, y G. López (Eds.), *Geoinformática aplicada a procesos geoambientales en el contexto local y regional: Teledetección y sistemas de información geográfica* (pp. 277-292). Ciudad Juárez, Chihuahua, México: Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

Cardozo, F. da S., Pereira, G., Shimabukuro, Y. E., y Moraes, E. C. (2014). Analysis and assessment of the spatial and temporal distribution of burned areas in the Amazon forest. *Remote Sensing*, 9(9), 8002-8025.

Casady, G. M., Leeuwen, W. J. van, y Marsh, S. E. (2010). Evaluating post-wildfire vegetation regeneration as a response to multiple environmental determinants. *Environmental Modeling & Assessment*, 15(5), 295-307.

CCRS. (2015). Fundamentals of Remote Sensing. Canada Centre for Remote Sensing. Natural Resources Canada. Recuperado a partir de [https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals\\_e.pdf](https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals_e.pdf)

Chou, Y.-H., Minnich, R. A., Salazar, L. A., Power, J. D., y Dezzani, R. J. (1990). Spatial autocorrelation of wildfire distribution in the Idyllwild quadrangle, San Jacinto Mountain, California. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56(11), 1507-1513.

Chuvieco, E., Martín, M. P., Martínez, J., y Salas, F. J. (1998). Geografía e incendios forestales. *Serie Geográfica*, 11, 1-17.

Chuvieco, E., Martín, M. P., y Palacios, A. (2002). Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of*

---

*Remote Sensing*, 23(23), 5103-5110.

Chuvieco, E., Opazo, S., Sione, W., Valle, H. del A. J., Bella, C. D., Cruz, I., Manzo, L., López, G., Mari, N., y others. (2008). Global burned-land estimation in Latin America using MODIS composite data. *Ecological Applications*, 18(1), 64-79.

Chuvieco, E., y Martín, M. del P. (1998). Cartografía de grandes incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR. *Serie Geográfica*, (7), 109-128.

Chuvieco, S. E. (1995). *Fundamentos de teledetección espacial*. Alcalá, España: RIALP, S.A.

Cochrane, M. A., y 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(1), 2-16.

Colditz-René, R., Conrad, C., Wehrmann, T., Schmidt, M., y Dech, S. (2008). TiSeG: A flexible software tool for time-series generation of MODIS data utilizing the quality assessment science data set. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46(10), 3296-3308.

Colditz-René, R., Conrad, C., y Dech, S. W. (2011). Stepwise automated pixel-based generation of time series using ranked data quality indicators. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 4(2), 272-280.

CONABIO. (2014a). *La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado*. D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

CONABIO. (2014b). *Población por localidad*, 2010, escala: 1:500,000. D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Datos estadísticos del 2010, del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

CONAFOR. (2011). Reporte Semanal de resultados de Incendios Forestales 2015: Programa Nacional de Prevención de Incendios Forestales. Centro Nacional De Control de Incendios Forestales. Comisión Nacional Forestal. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado a partir de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/ver.aspx?grupo=10&articulo=1479>

CONAFOR. (2013). Incendios Forestales en México: Temporada 2013. Comisión Nacional Fores-

## A. ANEXO

---

- tal. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado a partir de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/4339Campa%C3%B1a%20de%20contra%20incendios%202013.pdf>
- CONAFOR. (2015). Reporte Semanal de resultados de Incendios Forestales 2011: Programa Nacional de Prevención de Incendios Forestales. Centro Nacional De Control de Incendios Forestales. Comisión Nacional Forestal. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado a partir de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/6799Estad%C3%ADstica%20Final%202015%20-%20Incendios%20Forestales.pdf>
- CONANP. (2011). *Estrategia y Lineamientos de Manejo de Fuego en Áreas Naturales Protegidas*. Tlalpan, México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONANP. (2014). *Programa de manejo Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca*. D.F., México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Congalton, R. G., y Green, K. (1999). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. Florida, USA: Lewis Publishers.
- CPC. (2013). Cold and Warm Episodes by Season. Historical El Nino-Nina episodes (1950-present). Climate Prediction Center. Recuperado a partir de [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml)
- Cuevas-González, M., Gerard, F., Balzter, H., y Riano, D. (2009). Analysing forest recovery after wildfire disturbance in boreal Siberia using remotely sensed vegetation indices. *Global Change Biology*, 15(3), 561-577.
- David, A. S., y Menges, E. S. (2011). Microhabitat preference constrains invasive spread of non-native natal grass (*Melinis repens*). *Biological Invasions*, 13(10), 2309.
- Di Mauro, B., Fava, F., Busetto, L., Crosta, G., y Colombo, R. (2014). Post-fire resilience in the Alpine region estimated from MODIS satellite multispectral data. *International Journal of Applied Earth*

---

*Observation and Geoinformation*, 163-172.

Didan-Kamel, Barreto, M. A., Solano, R., y Huete, A. (2015). *MODIS Vegetation User's Guide (MODIS Series)*. Vegetation Index and Phenology Lab. Arizona, USA: The University of Arizona.

Díaz, D. R., y Pons, X. (1999). Seguimiento de la regeneración vegetal post-incendio mediante el empleo del NDVI. *Revista de Teledetección*, 73-77.

Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X., y Terradas, J. (2002). Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology*, 83(8), 2293-2303.

Díaz-Delgado, R., Salvador, R., y Pons, X. (1998). Monitoring of plant community regeneration after fire by remote sensing. En L. Trabaud (Ed.), *Fire management and landscape ecology* (pp. 315-326). Washington, USA: International Association of Wildland Fire, Fairfield.

Díaz-Delgado, R., y Pons, X. (2001). Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE of Spain) along the period 1975-1995: Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*, 138(1), 67-74.

Eklundh, L., y Jönsson, P. (2015a). Timesat 3.2 with parallel processing. Software manual. Sweden. Recuperado a partir de <http://www.nateko.lu.se/TIMESAT/>

Eklundh, L., y Jönsson, P. (2015b). TIMESAT: A software package for time-series processing and assessment of vegetation dynamics. En C. Kuenzer, S. Dech, y W. Wagner (Eds.), *Remote Sensing Time Series* (pp. 141-158). Springer.

Flores, G. J. G. (2009). *Impacto ambiental de incendios forestales*. Universidad Autónoma Chapingo, Edo.Mex, México: Mundi-Prensa.

Fraser, R., Hall, R., Landry, R., Lynham, T., Raymond, D., Lee, B., y Li, Z. (2004). Validation and calibration of Canada-wide coarse-resolution satellite burned-area maps. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(4), 451-460.

Fraser, R., Li, Z., y Cihlar, J. (2000). Hotspot and NDVI differencing synergy (HANDS): A new technique for burned area mapping over boreal forest. *Remote Sensing of Environment*, 73(3),

362-376.

Fulé, P. Z., Villanueva, D. J., y Ramos, G. M. (2005). Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(2), 320-330.

García-Enriqueta. (1998). Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Recuperado a partir de <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/PDFs/ANEXOCLIMA.pdf>

Giglio, L. (2013). *MODIS collection 5 active fire product user's guide version 5.0*. Department of Geographical Sciences (pp. 9-11). Maryland, USA: University of Maryland.

Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O., y Kaufman, Y. J. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 88(2), 273-282.

Goetz, S. J., Fiske, G. J., y Bunn, A. G. (2006). Using satellite time-series data sets to analyze fire disturbance and forest recovery across Canada. *Remote Sensing of Environment*, 100(3), 352-365.

González-Alonso, De Miguel, S. M., y Gonzalo, J. C. (2007). Un nuevo algoritmo para la cartografía de áreas quemadas a partir de información NIR, SWIR y TIR. *Revista de Teledetección*, 18(28), 97-105.

Gouveia, C., DaCamara, C., y Trigo, R. (2010). Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10(4), 673-684.

Gómez-Nieto, I., y Martín, I. M. (2008). Estudio comparativo de índices espectrales para la cartografía de áreas quemadas con imágenes MODIS. *Revista de Teledetección: Revista de La Asociación Española de Teledetección*, (29), 15-24.

Granados, C., Serrano Giné, D., y García-Romero, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templado. Sierra de Monte-Alto, Centro de México. *Caldasia*, 40(2), 269-287.

Hardisky, M., Klemas, V., y Smart, R. M. (1983). The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering*

---

*and Remote Sensing*, 77, 77-83.

- Heredia, Á., Martínez, S., Quintero, E., Piñeros, W., y Chuvieco, E. (2003). Comparación de distintas técnicas de análisis digital para la cartografía de áreas quemadas con imágenes LANDSAT ETM+. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia Y Tecnología de La Información Geográfica*, (3), 216-234.
- Huete-Alfredo, Didan, K., Miura, T., Rodríguez, E. P., Gao, X., y Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 84(1), 195-213.
- Husson, A. (1985). Télédétection des incendies de forêts en Corse entre 1973 et 1980. *Méditerranée*, 84(1), 53-59.
- INEGI. (2000). Conjunto de datos vectoriales de Climas. Datos vectoriales escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes. Recuperado a partir de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclat/clima/>
- INEGI. (2011). Modelo digital de elevación con resolución de 120m. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes. Recuperado a partir de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>
- INEGI. (2013). Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes. Recuperado a partir de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclat/usosuelo/>
- INEGI. (2015). *Guía para la interpretación de cartografía Uso del suelo y vegetación Escala 1:250 000 Serie V*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jin-Yufang, Randerson, J. T., Goetz, S. J., Beck, P. S., Loranty, M. M., y Goulden, M. L. (2012). The influence of burn severity on postfire vegetation recovery and albedo change during early succession in North American boreal forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117, G01036.
- Jönsson, P., y Eklundh, L. (2004). TIMESAT: a program for analyzing time-series of satellite sensor



- data. *Computers & Geosciences*, 18(8), 833-845.
- Justice-Christopher, O., Kendall, J., Dowty, P., y Scholes, R. (1996). Satellite remote sensing of fires during the SAFARI campaign using NOAA advanced very high resolution radiometer data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D19), 23851-23863.
- Justice-Christopher, O., Malingreau, J.-P., y Setzer, A. (1993). Satellite remote sensing of fires- Potential and limitations. En P. J. Crutzen y J. G. Goldammer (Eds.), *Fire in the environment: The ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires* (pp. 77-88). Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Kasischke-E, S., y French, N. (1997). Constraints on using AVHRR composite index imagery to study patterns of vegetation cover in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, 18(11), 2403-2426.
- Key-Carl, H., y Benson, N. C. (1999). The Normalized Burn Ratio, a Landsat TM radiometric index of burn severity incorporating multi-temporal differencing. *US Geological Survey*.
- Labrador, M., Évora, J., y Arbelo, M. (2012). *Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio* (pp. 9-12). La Laguna, España: Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas del Gobierno de Canarias.
- Lamberski, N., y Healy, S. (2002). The thick-billed parrot (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*). *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 16(1), 50-52.
- Lammertink, J. M., Rojas-Tomé, J., Casillas-Orona, F., Otto, R., y others. (1996). Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine-oak zone of the Sierra Madre occidental Mexico. *Verslagen En Technische Gegevens*, 18(October), 1-89.
- Lloret, F. (2004). *Régimen de incendios y regeneración. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 101-128). Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- López, S., González, F., Llop, R., y Cuevas, J. M. (1991). An evaluation of the utility of NOAA AVHRR images for monitoring forest fire risk in Spain. *International Journal of Remote Sensing*,

---

9), 1841-1851.

Magaña, V. (1999). *Los impactos de El Niño en México*. D.F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Manzo-Delgado, L., Franco, M. A., y León, R. G. (2014a). Multitemporal analysis of burned areas of the Selva El Ocote Biosphere Reserve, Mexico, using satellite data. En D. X. Viegas (Ed.), *Advances in Forest Fire Research* (pp. 1743-1748). Universidade de Coimbra, Portugal: Pombalina Coimbra University Press.

Manzo-Delgado, L., Franco-Martínez, A., y León-Rojas, G. (2014b). Multitemporal analysis of burned areas of the Selva El Ocote Biosphere Reserve, Mexico, using satellite data. En X. V. Domingos (Ed.), *Advances in Forest Fire Research* (pp. 1743-1748). Coimbra, Portugal: Universidade de Coimbra.

Manzo-Delgado, L., López, G. J., y Jiménez, G. G. (2015). Cartografía multitemporal de áreas quemadas en México utilizando productos MODIS. En *Memorias de resúmenes en extenso SELPER-XXI-México. Ciudad Juárez, Chihuahua, México*.

Manzo-Delgado, L., y López, G. J. (2013). Detección de áreas quemadas en el sureste de México, utilizando índices pre y postincendio NBR y BAIM, derivados de compuestos MODIS. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencias Y Tecnología de La Información Geográfica*, 9(2), 66-83.

Martín-Isabel, M. P., Gómez, I., y Chuvieco, E. (2005). Performance of a burned-area index (BAIM) for mapping Mediterranean burned scars from MODIS data. En *Proceedings of the 4th international workshop on remote sensing and GIS applications to forest fire management: fire effects assessment* (pp. 193-198). Paris, Universidad de Zaragoza, GOFC GOLD, EARSeL.

Matteucci, S. D., y Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.

Melgoza, C. A., Balandrán Valladares, M. I., Mata-González, R., y Pinedo Álvarez, C. (2014). Biología del pasto rosado *Melinis repens* (Willd.) e implicaciones para su aprovechamiento o control:

- Revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 4(4), 429-442.
- Minnich, R. A. (1983). Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science*, 220(4590), 1287-1294.
- Mitri, G. H., y Gitas, I. Z. (2013). Mapping post-fire forest regeneration and vegetation recovery using a combination of very high spatial resolution and hyperspectral satellite imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, 60-66.
- Moctezuma, M. Á. L., Trejo, D. A. R., Cortés, F. S., Chávez, V. A. S., y Sánchez, D. G. (2015). Tolerancia al fuego en *Quercus magnoliifolia*. *Revista Árvore*, 29(3), 523-533.
- Morton, D. C., DeFries, R. S., Nagol, J., Souza, C. M., Kasischke, E. S., Hurtt, G. C., y Dubayah, R. (2011). Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), 1706-1720.
- NASA. (2016). MODIS Moderate Resolution imaging spectroradiometer. National Aeronautics and Space Administration. Recuperado a partir de <https://modis.gsfc.nasa.gov/>
- Oliva, F., y Verdú, P. (2008). Revisión de la utilización de distintos índices espectrales y técnicas para la cartografía de área quemada en imágenes MODIS. *Espacio Tiempo Y Forma. Serie VI, Nueva época Geografía*, (1).
- Oliver, C. D., y Larson, B. C. (1996). *Forest stand dynamics*. Nueva York, USA: McGraw Hill.
- Opazo-Sergio, y Chuvieco, E. (2007). Utilización de productos MODIS para la cartografía de áreas quemadas. *Revista de Teledetección*, 16(2), 27-43.
- Opazo-Sergio, y Chuvieco, E. (2009). Cartografía de áreas quemadas en Sudamérica: Detección de píxeles semilla. *Revista de Teledetección*, 18(5), 50-71.
- Ortega, V. J. (2000). *El objeto de la geografía: las representaciones del espacio. Los horizontes de la geografía*. Barcelona, España: Ariel, S.A.
- Patterson, M. W., y Yool, S. R. (1998). Mapping fire-induced vegetation mortality using Landsat Thematic Mapper data: A comparison of linear transformation techniques. *Remote Sensing of*

---

*Environment*, 32(2), 132-142.

Pereira-José, M., Sá, A. C., Sousa, A. M., Silva, J. M., Santos, T. N., y Carreiras, J. M. (1999). Spectral characterisation and discrimination of burnt areas. En E. Chuvieco (Ed.), *Remote sensing of large wildfires* (pp. 123-138). Heidelberg, Berlin: Springer.

Pereira-Marcos, C., y Setzer, A. (1993). Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. *Remote Sensing*, 11(11), 2061-2078.

Pillet, C. F. (2004). La geografía y las distintas acepciones del espacio geográfico. *Investigaciones Geográficas*, 31, 141-154.

Pincheira-Ulbrich, J., Rau, J., y Hauenstein, E. (2008). Tree and shrub diversity in native rainforest fragments in southern Chile. *International Journal of Experimental Botany*, 93, 321-326.

Pinilla, C. (1995). *Elementos de Teledetección*. Madrid, España: RA-MA.

Pynes, S. J., Andrews, P. L., y Laven, R. D. (1996). *Introduction to Wildland Fire* (2a ed.). New York, USA: John Wiley & Sons, INC.

Quintano, C., Fernández-Manso, A., Stein, A., y Bijker, W. (2011). Estimation of area burned by forest fires in Mediterranean countries: A remote sensing data mining perspective. *Forest Ecology and Management*, 232(8), 1597-1607.

Recondo, C., Wozniak, E., y Perez-Morandeira, C. (2002). Cartografía de zonas quemadas en Asturias durante el período 1991-2001 a partir de imágenes Landsat-TM. *Revista de Teledetección*, 11, 47-55.

Ressl, R., Lopez, G., Cruz, I., Colditz, R., Schmidt, M., Ressler, S., y Jiménez, R. (2009). Operational active fire mapping and burnt area identification applicable to Mexican Nature Protection Areas using MODIS and NOAA-AVHRR direct readout data. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1113-1126.

Ressler-Rainer, A., y Cruz, I. (2012). Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *Biodiversitas*,

12-13.

- Riaño, D., Salas, J., y Chuvieco, E. (2000). Corrección atmosférica y topográfica, información multitemporal y auxiliar aplicadas a la cartografía de modelos de combustibles con imágenes Landsat-TM. *Tecnologías Geográficas Para El Desarrollo Sostenible*, 222-239.
- Robinson, J. M. (1991). Fire from space: Global fire evaluation using infrared remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 11(1), 3-24.
- Rodríguez, T. D. A., y Fulé, P. Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*, 13(1), 23-37.
- Rodríguez-Montellano, A. (2012). Cartografía multitemporal de quemas e incendios forestales en Bolivia: Detección y validación post-incendio. *Ecología En Bolivia*, 11(1), 53-71.
- Rodríguez-Trejo. (1996). *Incendios Forestales*. Universidad Autónoma Chapingo, Edo.Mex, México: Mundi-Prensa.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2001). Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindl. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente*, 7(2), 145-151.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2014). *Incendios de vegetación: su ecología, manejo e historia*. Edo.Mex, México: Biblioteca Basica de Agricultura.
- Roldán-Zamarrón, A., González-Alonso, F., Merino-de-Miguel, S., García-Gigorro, S., y Cuevas, J. (2005). Cartografía de los niveles de severidad en el incendio forestal de Minas de Riotinto (Huelva) a partir de imágenes Landsat 5 TM. En *XI Congreso Nacional de Teledetección. Puerto de La Cruz, Tenerife* (pp. 21-23).
- Román, C. R., y Martínez, V. J. (2006). Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*, 20(4), 1074-1086.
- Rowell, A., y Moore, P. F. (1999). *Global Review of Forest Fires*. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature.
- Roy, D. P., Boschetti, L., y Trigg, S. N. (2006). Remote sensing of fire severity: assessing the performance of the normalized burn ratio. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1),

---

112-116.

- Roy-David, P., Jin, Y., Lewis, P., y Justice, C. (2005). Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 98(2), 137-162.
- Roy-David, P., Lewis, P., y Justice, C. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—A bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*, 85(1), 263-286.
- Roy-David, P., y Landmann, T. (2005). Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(19), 4197-4218.
- Rzedowski, J. (2006). *vegetación de México. 3ra. Edición digital*. Estado de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sabins, F. F. (2007). *Remote sensing: principles and applications*. New York, USA: Waveland Press.
- Salazar, J. Y. M., y Hudson, J. (1981). Las quemadas Prescritas en los pinares de Honduras. *Serie Miscelánea*, (1).
- Santis, A. de, y Vaughan, P. (2012). Revisión de las técnicas de identificación cartográfica de áreas quemadas. *Recursos Rurais*, 93-100.
- Sobrino, J. A. (2000). *Teledetección*. Valencia, España: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Valencia.
- Tanaka, S., Kimura, H., y Suga, Y. (1983). Preparation of a 1: 25000 Landsat map for assessment of burnt area on Etajima Island. *International Journal of Remote Sensing*, 4(1), 17-31.
- Telesca, L., y Lasaponara, R. (2006). Pre-and post-fire behavioral trends revealed in satellite NDVI time series. *Geophysical Research Letters*, 33(14), L14401.
- Tipler, A. P., y Mosca, G. (2005). *Physics for Scientists and Engineers*. New York, USA: Reverte.
- Trigg-S, y Flasse, S. (2000). Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah

## A. ANEXO

---

- using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. *International Journal of Remote Sensing*, 16(16), 3161-3168.
- USGS. (2013). Landsat. A Global Land Imaging Mission. Science for a changing world. United State Geological Survey. Recuperado a partir de <https://pubs.usgs.gov/fs/2015/3081/fs20153081.pdf>
- Van Leeuwen, W. J., Casady, G. M., Neary, D. G., Bautista, S., Alloza, J. A., Carmel, Y., Wittenberg, L., Malkinson, D., y Orr, B. J. (2010). Monitoring post-wildfire vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel. *International Journal of Wildland Fire*, 19(1), 75-93.
- Vega, H. J. A. (2003). Regeneración del género *Pinus* tras incendios. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (15), 59-68.
- Viedma, O., y Chuvieco, E. (1994). Cartografía y evaluación de daños causados por incendios forestales mediante técnicas de teledetección. *ATTIM Boletín de Información Técnica*, 1(1), 60-66.
- Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge university press.
- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. C., y Running, S. W. (1996). Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 5(3), 125-136.
- Xelhuantzi, C. J., Flores Garnica, J. G., y Chávez Durán, Á. A. (2011). Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 37-52.
- Zavala, C. F. (2000). El fuego y la presencia de encinos. *CIENCIA Ergo-Sum*, 3(3), 269-276.
- Zavala, C. F., y García, M. E. (1996). *Frutos y semillas de encinos*. Estado de México, México: Universidad Autónoma Chapingo.