



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Licenciatura en Ciencias de la Tierra

**Análisis espacial de la ocurrencia y severidad de
los incendios en la Reserva de la Biosfera Sierra
de Manantlán, México (2016-2021)**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
LICENCIADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA:

LUIS ENRIQUE PÉREZ ESPINOSA

Directora de Tesis:

Dra. Lilia de Lourdes Manzo Delgado

Instituto de Geografía-UNAM

Ciudad Universitaria, CD. MX., julio de 2022





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Hoja de Datos del Jurado

1. Datos del alumno

Pérez
Espinosa
Luis Enrique
55 85 49 69 07
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Ciencias de la Tierra
311211869

2. Datos del tutor

Dra.
Lilia de Lourdes
Manzo
Delgado
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Geografía
Laboratorio de Análisis Geoespacial

3. Datos del sinodal 1

Dra.
María Guadalupe
Cordero
Tercero

4. Datos del sinodal 2

Dr.
Arturo
García
Romero

5. Datos del sinodal 3

Dra.
Elsa
Arellano
Torres

6. Datos del sinodal 4

Ing.
Ana Cecilia
Rocher
Maliachi

7. Datos del trabajo escrito

Análisis espacial de la ocurrencia y
severidad de los incendios en la
Reserva de la Biosfera Sierra de
Manantlán, México (2016-2021)
153 p
2022

Agradecimientos

El presente trabajo representa el cierre de un ciclo muy importante en mi vida, un capítulo lleno de extensas historias y vivencias que han enriquecido el quién soy hoy, y a su vez me dejan ciertas perspectivas sobre los retos del mañana. Ante tal conmemoración, me he permitido escribir algunas palabras, en agradecimiento a quienes han formado parte sustancial de este camino.

Le agradezco a la Dra. Lilia de Lourdes Manzo Delgado (Instituto de Geografía, UNAM), mi tutora en el presente proyecto, por todo el seguimiento dado a mi trabajo, por sus observaciones, consejos, y por siempre brindarme su apoyo a pesar de las dificultades que en su momento me orillaron a dejar pausado el proyecto.

De igual forma extiendo un agradecimiento al Dr. Jorge Prado Molina (Instituto de Geografía, UNAM), por apoyarme en momentos en los que dependía de asistir al Instituto de Geografía para poder trabajar en mi metodología y registrar avances.

A mis profesores durante la carrera, por todas las experiencias de crecimiento académico y personal que he tenido gracias a sus enseñanzas, consejos y retroalimentación.

A los integrantes del comité sinodal: Dra. María Guadalupe Cordero Tercero, Dr. Arturo García Romero, Dra. Elsa Arellano Torres e Ing. Ana Cecilia Rocher Maliachi, por dedicar parte de su tiempo a la revisión de mi proyecto y enriquecerlo con sus valiosos comentarios y sugerencias.

Dedicatorias

El presente trabajo significa para mí, un acto simbólico de resiliencia y perseverancia. Es un proyecto al cual le guardo mucho cariño ya que, a pesar del tiempo y las circunstancias, nunca dudé en esmerarme lo suficiente en generar resultados que me dejaran satisfecho.

Le dedico este logro a mi familia, por compartir a mi lado este camino. A mis padres, ya que no hubiese sido posible sin su esfuerzo por apoyarme día a día en la construcción de este reto en mi proyecto de vida.

A mi tío Juan Francisco (Q.E.P.D.), una de las personas más empáticas y solidarias que he conocido en la vida, dispuesto a brindar ayuda a propios y extraños. Le dedico este logro en agradecimiento a todas sus enseñanzas, y por todo su apoyo a mí, a mis hermanos, a mi familia, a sus alumnos y en general a todas las personas que tuvieron el placer de conocerlo.

A mi abuela Marta, quien siempre me ha recibido con los brazos abiertos en su hogar, el cual considero mi segunda casa. Le dedico este logro por considerarla un pilar importante en mi vida.

La mitad de mi vida universitaria puede resumirse en lo académico, y en la otra mitad están mis amigos, a quienes dedico este logro por todos los momentos que he vivido a su lado.

**“¿Qué sería de la vida si no tuviéramos el
valor de intentar algo nuevo?”**

Vincent Van Gogh

Tabla de Contenido

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1. MARCO DE REFERENCIA	5
1.1 Antecedentes.....	5
1.2 Planteamiento del problema	6
1.3 Justificación	7
1.4 Objetivos	10
Objetivo general	10
Objetivos particulares.....	10
1.5 Sistema de preguntas	10
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO-CONCEPTUAL.....	11
2.1 El fuego y los incendios forestales	11
2.1.1 Régimen de incendios forestales.....	12
2.1.2 Influencia de los incendios sobre las propiedades del ecosistema	13
2.1.3 Severidad del fuego	14
2.2 Bases físicas de percepción remota para la detección y severidad de incendios.....	16
2.2.1 Nociones de percepción remota.....	16
2.2.2 Principios físicos.....	17
El espectro electromagnético	17
2.2.3 Firmas espectrales	18
2.3 Detección de incendios y áreas quemadas.....	20
2.3.1 Componentes básicos para la detección de incendios y áreas quemadas	21
2.3.2 Imágenes satelitales para incendios (misiones).....	22
Landsat Data Continuity Mission.....	23
El sensor MODIS.....	24
El sensor VIIRS.....	25
Copernicus Sentinel-2	26
2.3.3 Comportamiento espectral de incendios y áreas quemadas.....	28
2.3.4 Índices para la detección de áreas quemadas.....	29
2.3.5 Evaluación multitemporal de la severidad del fuego.....	31
Delta NBR	32
2.3.6 Análisis mediante interpretación visual.....	33
2.4 Métodos para cartografiar áreas quemadas	34
2.4.1 Estimaciones a partir de focos de calor.....	35
2.4.2 Metodologías híbridas	36
2.4.3 Metodologías que sólo utilizan bandas e índices espectrales	36
CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDIO	37
3.1 El ANP Sierra de Manantlán: Antecedentes.....	39
3.2 Zonificación	39
3.3 Aspectos geológicos, geomorfológicos y de suelo	40
3.4 Topografía.....	41
3.5 Clima.....	43
3.6 Flora y fauna	45
3.7 Hidrología.....	47
3.8 Aspectos Socioeconómicos	48
3.9 Los incendios forestales en Manantlán	48
3.10 La Influencia del Fenómeno “El Niño” en la RBSM.....	51
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA.....	53
4.1 Revisión de fuentes de información	53

4.2 Obtención de datos espaciales de anomalías térmicas	53
4.3 Recopilación de imágenes satelitales para el periodo de estudio establecido	54
4.4 Pretratamiento y preparación de las imágenes satelitales	55
4.4.1 Máscara de nubes	55
4.4.2 Pre-recorte y extracción del área de estudio	56
4.4.3 Calibración radiométrica	57
4.5 Aplicación de índices espectrales para áreas quemadas	62
4.6 Validación de áreas quemadas	67
4.7 Evaluación de la severidad de incendios	73
4.8 Evaluación de la precisión de la cartografía elaborada	77
4.9 Elaboración de la cartografía	80
4.9.1 Elección del área mínima cartografiable adecuada	81
CAPÍTULO 5. RESULTADOS	84
5.1 Comprobación de áreas quemadas	84
5.1.1 Comprobación mediante combinaciones RGB falso color y puntos de calor	84
5.1.2 Condiciones de sombreado para la RBSM	87
5.1.3 Firmas espectrales	89
5.1.4 Eliminación de polígonos no quemados	93
5.2 Total de superficie quemada durante el periodo de estudio	94
5.3 Superficie quemada por zona	97
5.4 Zonas de alta reincidencia de incendios	98
5.5 Principales tipos de vegetación afectados por el fuego	100
5.6 Matrices de confusión y grado de precisión alcanzada	102
5.7 Superficie quemada por clase de severidad	104
5.8 Severidad alcanzada por zona	106
5.9 Severidad alcanzada en los principales tipos de vegetación	107
5.10 Superficies continuas más grandes quemadas anualmente	108
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN	111
6.1 Delimitación de las áreas quemadas	111
6.1.1 Puntos de calor FIRMS	111
6.1.2 El efecto de la pendiente	111
6.1.3 El análisis de firmas espectrales	111
6.2 Superficie quemada en 2016-2021	112
6.3 Influencia del fenómeno “El Niño”	112
6.4 Zonas de reincidencia de incendios	113
6.5 Tipos de vegetación más afectados por incendios	113
6.6 Confiabilidad temática obtenida	114
6.7 La relevancia del bosque mesófilo de montaña	115
6.8 El umbral adecuado para la delimitación cartográfica	115
6.9 Beneficios de usar imágenes Sentinel 2 para evaluar severidad	116
6.10 Establecer la escala de severidad adecuada	117
6.11 Definir el área mínima cartografiable	118
6.12 Las superficies quemadas más grandes en 2016-2021	118
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES	120
CAPÍTULO 8. RECOMENDACIONES	123
ANEXOS	125
REFERENCIAS	136

Índice de Figuras

<i>Figura No. 1. Esquema de las complejas interrelaciones entre los elementos del régimen de fuegos.....</i>	<i>13</i>
<i>Figura No. 2. Formas de teledetección: (i) reflexión; (ii) emisión; (iii) reflexión-emisión.....</i>	<i>16</i>
<i>Figura No. 3. Espectro electromagnético.</i>	<i>18</i>
<i>Figura No. 4. Firmas espectrales típicas para distintas cubiertas.</i>	<i>19</i>
<i>Figura No. 5. Factores que explican la reflectividad de la hoja.</i>	<i>20</i>
<i>Figura No. 6. Proceso de teledetección.</i>	<i>22</i>
<i>Figura No. 7. Cambios en la firma espectral de la vegetación en respuesta al nivel de daño sufrido por un incendio.</i>	<i>32</i>
<i>Figura No. 8. Mapa de ubicación de zona de estudio.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura No. 9. Modelo de elevación para la Sierra de Manantlán.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura No. 10. Mapa de tipos de clima presentes en la RBSM.</i>	<i>44</i>
<i>Figura No. 11. Mapa de tipos de uso de suelo y vegetación en la RBSM..</i>	<i>46</i>
<i>Figura No. 12. Localización de los incendios forestales registrados entre 2001 y 2003 y ubicación de las áreas críticas de alta incidencia de incendios.....</i>	<i>49</i>
<i>Figura No. 13. Proceso de enmascaramiento de nubes para una imagen Landsat 8 OLI del 05/06/2017.....</i>	<i>55</i>
<i>Figura No. 14. Proceso de recorte y extracción del área de estudio a partir de una imagen Landsat 8 OLI del 23/05/2018.....</i>	<i>56</i>
<i>Figura No. 15. Escena recortada para una imagen Landsat 8 OLI del 23/05/18.....</i>	<i>57</i>
<i>Figura No. 16. Proceso de calibración de la imagen digital.....</i>	<i>58</i>
<i>Figura No. 17. Proceso de corrección radiométrica para una imagen Landsat 8 OLI del 15/04/16.....</i>	<i>58</i>
<i>Figura No. 18. Combinación RGB 12-11-8 para resaltar frentes de incendio (derecha) vs combinación RGB 4-3-2 “color natural” a la izquierda, para un incendio activo el 22 de mayo de 2021.....</i>	<i>60</i>
<i>Figura No. 19. Extracción de coordenadas para los vértices del polígono de recorte Oeste.....</i>	<i>61</i>
<i>Figura No. 20. Extracción de coordenadas para los vértices del polígono de recorte Este.....</i>	<i>61</i>
<i>Figura No. 21. Imágenes Sentinel-2 en composición RGB 4-3-2 “color natural” para el 27 de mayo de 2021..</i>	<i>62</i>
<i>Figura No. 22. BAI del 23/05/18 enfocando el límite suroeste de la RBSM.....</i>	<i>63</i>
<i>Figura No. 23. Delimitación semiautomática de áreas quemadas a partir del BAI, para la imagen del 5 de junio de 2017.....</i>	<i>64</i>
<i>Figura No. 24. Capa de polígonos de áreas quemadas 2017, generada de forma semiautomática a partir del BAI y un umbral de banda..</i>	<i>65</i>
<i>Figura No. 25. NBR del 23/05/19, enfocando al suroeste de la RBSM..</i>	<i>66</i>
<i>Figura No. 26. Capa de polígonos extraída a partir del BAI, sobrepuesta en la imagen NBR del 5 de junio de 2017.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura No. 27. Combinación de bandas en falso color 7-6-5 (SWIR 2, SWIR1, NIR), para la escena Landsat 8 OLI del 05/06/17.....</i>	<i>67</i>
<i>Figura No. 28. Combinación de bandas “infrarrojo de onda corta” 7-5-4 (SWIR2, NIR, Rojo), para la escena Landsat 8 OLI del 17/05/16..</i>	<i>68</i>
<i>Figura No. 29. Puntos de calor registrados por temporada para la Sierra de Manantlán.</i>	<i>69</i>
<i>Figura No. 30. Filtrado de puntos de calor para su exportación en .shp, para incendios ocurridos el 24/05/2019.....</i>	<i>69</i>
<i>Figura No. 31. Seguimiento a la evolución de un incendio ocurrido en 2019 alrededor de las coordenadas 19°28'55.985"N y 104°20'33.922"W..</i>	<i>70</i>
<i>Figura No. 32. Escena de la RBSM obtenida a partir de un servidor de mapas disponible en ArcMap 10.5 (izquierda). Útil para la apreciación de los patrones del terreno a gran detalle.....</i>	<i>71</i>
<i>Figura No. 33. Modelo de Sombreado para la RBSM.</i>	<i>72</i>

<i>Figura No. 34. Evolución típica de una firma espectral desde antes del fuego (Vegetación saludable) hasta después de la ocurrencia de un incendio (áreas quemadas).</i>	73
<i>Figura No. 35. dNBR entre las fechas 07/Abr y 06/Jun de 2021.</i>	74
<i>Figura No. 36. Selección de áreas quemadas por clase de severidad para un dNBR de 2020.</i>	75
<i>Figura No. 37. Archivo de división de colores (derecha) para representar las categorías de severidad de quemado en el dNBR (izquierda) del 10/Abr al 28/May de 2020, para una superficie ubicada entre el sector suroeste de Las Joyas y la Zona de Amortiguamiento.</i>	76
<i>Figura No. 38. Delimitación de un polígono de validación para el año 2020, y su comparación contra la delimitación hecha con BAI a partir de Landsat 8, ambos dentro del área de validación.</i>	79
<i>Figura No. 39. Polígonos de validación para los años 2016, 2017, y 2018.</i>	80
<i>Figura No. 40. Diferencias entre una zona sin criterio de área mínima cartografiable, la misma zona con un AMC de 16 ha, y finalmente el AMC elegida de 4 ha.</i>	83
<i>Figura No. 41. Identificación de polígonos sospechosos de no estar quemados.</i>	84
<i>Figura No. 42. Capa de puntos de anomalías térmicas MCD14DL 2017 sobre el polígono de la RBSM.</i>	86
<i>Figura No. 43. Modelo de sombras e iluminación para la RBSM.</i>	88
<i>Figura No. 44. Firmas espectrales para vegetación y suelo desnudo.</i>	89
<i>Figura No. 45. Firma espectral para zona no quemada sin pendiente No. 1.</i>	90
<i>Figura No. 46. Firma espectral para la zona no quemada sin pendiente No. 2.</i>	91
<i>Figura No. 47. Firma espectral para una zona no quemada con pendiente No. 1.</i>	92
<i>Figura No. 48. Firma espectral para la zona no quemada con pendiente No. 2.</i>	93
<i>Figura No. 49. Polígonos quemados después de remover falsos positivos, proyectados sobre imagen Sentinel-2 del 27/05/2021 en composición RGB falso color 12-11-8.</i>	94
<i>Figura No. 50. Diagrama con desglose de totales de área quemada por año.</i>	95
<i>Figura No. 51. Mapa de distribución de superficies quemadas por año en la RBSM.</i>	96
<i>Figura No. 52. Territorio relativo que fue afectado por fuego en función de la extensión total para cada zona de la RBSM.</i>	97
<i>Figura No. 53. Mapa con zonas de alta reincidencia de incendios dentro de la RBSM.</i>	99
<i>Figura No. 54. Distribución acumulada de la superficie quemada para los principales tipos de vegetación afectados.</i>	100
<i>Figura No. 55. Mapa de grados de severidad alcanzados por las zonas quemadas en el acumulado para el periodo 2016-2021.</i>	105
<i>Figura No. 56. Distribución de las superficies más grandes que se quemaron en todo el periodo de estudio.</i>	110

Índice de Tablas

<i>Tabla No. 1. Principales efectos de los incendios forestales.....</i>	<i>14</i>
<i>Tabla No. 2. Designación de bandas para Landsat 8.....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla No. 3. Bandas espectrales del sensor MODIS.....</i>	<i>25</i>
<i>Tabla No. 4. Características de las bandas del sensor VIIRS.....</i>	<i>26</i>
<i>Tabla No. 5. Longitudes de onda y anchos de banda de las tres resoluciones espaciales del instrumento MSI.</i>	<i>27</i>
<i>Tabla No. 6. Valores de severidad y regeneración post-incendio.....</i>	<i>33</i>
<i>Tabla No. 7. Superficie por tipo de vegetación en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.....</i>	<i>47</i>
<i>Tabla No. 8. Causas de los incendios forestales registrados entre 1996 y 2003.....</i>	<i>49</i>
<i>Tabla No. 9. Número y superficie afectada por los incendios forestales registrados en el periodo 1995-200350</i>	
<i>Tabla No. 10. Intervalos de análisis establecidos a partir de la exploración de puntos de calor.....</i>	<i>54</i>
<i>Tabla No. 11. Escala de severidad ajustada para el área de estudio.....</i>	<i>76</i>
<i>Tabla No. 12. Área mínima cartografiable para diferentes escalas analógicas.....</i>	<i>82</i>
<i>Tabla No. 13. Valores de incidencia lumínica acorde a la posición del sol.....</i>	<i>87</i>
<i>Tabla No. 14. Territorio relativo afectado por tipo de vegetación.....</i>	<i>102</i>
<i>Tabla No. 15. Matriz de confusión para evaluar confiabilidad del polígono 2016 S1.....</i>	<i>103</i>
<i>Tabla No. 16. Matriz de confusión para evaluar confiabilidad del polígono 2017 S1.....</i>	<i>103</i>
<i>Tabla No. 17. Matriz de confusión para evaluación de confiabilidad del polígono 2018 S1.....</i>	<i>103</i>
<i>Tabla No. 18. Matriz de confusión para evaluación de confiabilidad del polígono 2020 S1.....</i>	<i>103</i>
<i>Tabla No. 19. Superficie quemada anual por rango de severidad.....</i>	<i>104</i>
<i>Tabla No. 20. Acumulado de hectáreas quemadas por clase de severidad y zona.....</i>	<i>106</i>
<i>Tabla No. 21. Acumulado de hectáreas quemadas para vegetación relevante y su severidad.....</i>	<i>107</i>

Índice de Anexos

<i>Anexo No. 1. Índice Oceánico de El Niño, mostrando la evolución histórica de eventos El Niño-La Niña en el periodo 1950-2022.</i>	<i>125</i>
<i>Anexo No. 2. Cantidad de hectáreas quemadas anualmente por tipo de vegetación.....</i>	<i>126</i>
<i>Anexo No. 3. Territorio relativo afectado por tipo de vegetación</i>	<i>127</i>
<i>Anexo No. 4. Evaluación de confiabilidad de la cartografía</i>	<i>127</i>
<i>Anexo No. 5. Mapa de acumulado total de áreas quemadas por grado de severidad para el sector Oeste..</i>	<i>128</i>
<i>Anexo No. 6. Mapa de acumulado total de áreas quemadas por grado de severidad para el sector Este..</i>	<i>129</i>
<i>Anexo No. 7. Superficie quemada anual por clase de severidad en las distintas zonas de la RBSM</i>	<i>130</i>
<i>Anexo No. 8. Desglose anual de superficie quemada para vegetación relevante y su severidad</i>	<i>131</i>
<i>Anexo No. 9. Superficies continuas más grandes afectadas por fuego anualmente.....</i>	<i>132</i>
<i>Anexo No. 10. Estadísticas de Temperatura y Lluvia para el estado de Jalisco</i>	<i>133</i>
<i>Anexo No. 11. Registros de temperatura y lluvias para la estación climatológica 14036 “Cuautitlán”</i>	<i>134</i>
<i>Anexo No. 12. Estadísticas climáticas normales para la estación climatológica 14036 “Cuautitlán” para el periodo 1981-2010</i>	<i>135</i>

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales, causados por fenómenos naturales o actividades humanas, trascienden como un importante agente de perturbación ecológica y transformación del paisaje de los ecosistemas terrestres tanto de México (Jardel *et al.*, 2009), como del mundo (Pyne, 1997). Estos modifican la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas boscosos alterando su estructura y composición (Challenger, 1998), al ser un agente capaz de inducir cambios temporales (Eberhardt *et al.*, 2003), o totales de especies a causa del fuego (Frelich, 2002; Lertzman y Fall, 1998).

Los incendios son un elemento natural en la dinámica de los ecosistemas y también constituyen una herramienta ecológica para el manejo de combustibles forestales y de la estructura y composición de la biomasa vegetal, en ámbitos como la agricultura, silvicultura, la preservación del hábitat de la fauna, la ganadería en agostaderos cerriles, la conservación de áreas naturales, y la mitigación o prevención de los impactos negativos ocasionados por incendios (Jardel *et al.*, 2009; Jardel *et al.*, 2014).

No obstante, la dinámica del fuego en los ecosistemas ha sido crecientemente alterada a raíz de las presiones cada vez más agresivas que el humano ha ejercido sobre los recursos naturales (Castillo *et al.*, 2003). Ello ha incidido sobre la severidad del fuego y también modificado los regímenes naturales de los incendios (Lloret, 2004), dejando como resultado ecosistemas menos resilientes (Peña y Ulloa, 2017).

Diversas investigaciones ecológicas (Agee, 1996; Cochrane, 2003; Heinselman, 1981; Whelan, 1995) han comprobado modificaciones importantes en los regímenes del fuego, así como cambios en los componentes ecosistémicos y en la respuesta que tienen estos a los incendios. Las consecuencias del fuego sobre la composición de especies y el balance de energía y agua están dados por el nivel de severidad y daño provocado por los incendios (Di Bella *et al.*, 2008).

También se ha evidenciado que la quema de biomasa disminuye el *stock* de carbono capturado y libera gases de efecto invernadero. Se estima que aproximadamente 1.14 PgC de biomasa vegetal son consumidos anualmente por incendios ocasionados por actividades humanas (Haberl *et al.*, 2007), y en el proceso se libera al ambiente unos 400-700 TgCO₂, 20-80 TgCH₄ y 3-13 TgNO_x (Haberl *et al.*, 2007; Levine, 1996).

El estudio de los efectos que tienen los incendios sobre los ecosistemas, se ha favorecido en los últimos años por la cartografía de área quemada haciendo uso de imágenes satelitales, con lo cual se han podido elaborar mapas más precisos, rápidos y dinámicos (Izaguirre, 2009; Quintano *et al.*, 2006). El uso de métodos tradicionales para cartografiar áreas afectadas por incendios forestales resulta costoso y lento (González *et al.*, 2007). Las estadísticas que dan cuenta de los daños ocasionados por incendios forestales, a menudo

se basan en estimaciones hechas a pie de campo, por lo que es común que no se haga uso de metodologías normalizadas (Navarro *et al.*, 2001).

Ahora bien, es necesario, de cara a producir mejores estimaciones de los daños causados por incendios forestales, que los costosos inventarios en campo sean sustituidos por nuevas técnicas que permitan contar con datos más detallados y precisos sobre el fenómeno del fuego (Navarro *et al.*, 2001). De esta manera, las observaciones desde satélites representan una mejora sustancial con respecto a los métodos tradicionales de cartografía del fuego en campo, al brindar datos con los cuáles se puede evaluar el estado de la vegetación tras haber ocurrido un incendio forestal (Mitri y Gitas, 2006).

El uso de la teledetección para la cartografía y discriminación de incendios forestales o áreas quemadas es una herramienta clave para el monitoreo, prevención y sobre todo para la recuperación y organización de áreas pre y post-incendio. Numerosas técnicas de teledetección se han diseñado para la cartografía de áreas quemadas, donde resalta el uso y aplicación de índices de vegetación, los cuales han permitido avances en el estudio y comprensión del comportamiento espacial y temporal de las coberturas vegetales.

Estas técnicas permiten que se haga un mayor estudio de los ecosistemas terrestres, lo cual fomenta un mejor acceso a la información, así como una mayor apertura de entidades públicas y privadas (Correa, 2018). De acuerdo con Roy y colaboradores (2005), el monitoreo de superficies quemadas a escala regional o global, sólo es posible si se hace a través de técnicas de percepción remota o teledetección.

Entre otras cosas, gracias a que las técnicas que hacen uso de la teledetección para evaluar incendios forestales son rápidas, económicas y de gran fiabilidad, es posible establecer sistemas de respuesta rápida ante la propagación de incendios. Finalmente, si combinamos los mapas generados para áreas quemadas, con datos biofísicos del área de estudio como la pendiente o el tipo de suelo, es posible conocer aquellas áreas que requieren de intervención prioritaria, lo cual permite gestionar de forma eficiente las acciones de restauración (González *et al.*, 2007).

Desde la perspectiva de la gestión forestal, gracias a la información provista mediante evaluación y cartografía de incendios, es posible elaborar planes de tratamiento en ecosistemas afectados por fuego, así como implementar acciones para minimizar los efectos de los incendios forestales y acelerar la recuperación de las zonas afectadas (Miller y Yool, 2002). Asimismo, la cartografía de superficies quemadas simplifica la elaboración de planes de manejo del fuego y modelos de probabilidad de ocurrencia de incendios.

En México se considera a los incendios forestales como un factor de degradación de las áreas boscosas (Ressl y Cruz, 2012). Entre 1970 y 2021 han ocurrido unos 7077 incendios forestales por año, afectándose en promedio unas 270,967 hectáreas (CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), 2022b). De acuerdo con el Programa Estratégico Forestal para México 2025 PEF-2025 (CONAFOR, 2011), los factores que provocan mayor degradación en los

bosques son: los incendios, las plagas y enfermedades forestales, los cambios de uso de suelo y la tala clandestina.

El 98% de los incendios forestales ocurridos en territorio nacional, son provocados por actividades humanas, mientras que un incipiente 2% se puede atribuir a causas naturales. Por su parte, el 41% de ellos se relacionan con actividades agropecuarias, originándose como parte de un manejo inadecuado del fuego en zonas agrícolas, la propagación intencional de fuegos en zonas forestales, o bien, problemas de litigio por la tenencia de la tierra, entre otras (CONAFOR, 2003, 2020; Galindo *et al.*, 2009).

A lo anterior se le suman incendios reportados dentro de otras categorías como: “causas diversas” con 14% del total, incendios “intencionales” con 14%, fogatas con 14% y un 10% ocasionado por fumadores (CONAFOR, 2020). Si la ocurrencia de incendios en bosques se mantiene con la frecuencia actual o si ésta se incrementa, provocará en las próximas décadas que, como parte de los mecanismos de sucesión ecológica, haya un reemplazo de la vegetación. Dicho reemplazo estará dominado por especies con mayor tolerancia al fuego, lo cual desencadenará cambios en la biodiversidad, estructura y función de los ecosistemas (CONANP, 2011).

Por su parte, en el estado de Jalisco la problemática de los incendios ha sido preocupante pues, de acuerdo al reporte de incendios forestales de la CONAFOR para el año 2021, Jalisco se ha mantenido como uno de los cuatro estados con el mayor número de incendios durante el periodo 2016-2021, ocupando el puesto número dos en los años 2016, 2020 y 2021, con un total de 991; 630 y 1017 incendios respectivamente (CONAFOR, 2021).

En el caso de la cantidad de superficie afectada, el estado de Jalisco se ha ubicado entre los diez primeros (sin contar 2009), alcanzando el primer lugar en los años 2016 y 2017 con un total de 68,264.57 ha y 189,814.52 ha afectadas respectivamente, siendo 2017 el año con mayor afectación por incendios forestales en el estado en las últimas dos décadas (Gobierno de Jalisco, 2021; SEMADET (Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial), 2022). Además, en el Sistema Nacional de Información Forestal (SNIF), se establece que en el periodo 1970-2021, Jalisco ocupó el primer lugar en cantidad de superficie acumulada afectada por incendios forestales, con un total de 1,288,516 hectáreas, seguido por Chiapas (1,286,094ha), Chihuahua (1,207,378) y Coahuila (1,106,967) respectivamente (CONAFOR, 2022a).

En el estado de Jalisco se ha establecido que las principales causas de incendios forestales son: el uso del fuego para la limpieza de terrenos agrícolas y de pastoreo, seguido del descuido de paseantes, y aquellos provocados para desmontar el bosque y llevar esos espacios a un uso de suelo urbano o agrícola (SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2013).

La Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán (RBSM) es un área importante para la preservación de los servicios ecosistémicos que brindan las cuencas hidrográficas, a través

de los beneficios que ofrecen sus bosques, como el control de la erosión y las inundaciones, el amortiguamiento de las precipitaciones, entre otros (INE (Instituto Nacional de Ecología), 2000; Sánchez *et al.*, 2003). Igualmente, el territorio de la Sierra es fundamental para la conservación de una riqueza mayor a las 2900 especies de plantas vasculares y unas 60 especies de vertebrados que habitan en su interior (Jardel, 1992). Además, la agricultura y otras actividades humanas que conllevan uso de fuego, han influido en la configuración y dinámica del paisaje (Jardel, 1992), al menos desde hace 4200 años en el caso del fuego (Figueroa *et al.*, 2008). La dinámica en los bosques de la Sierra también ha sido moldeada desde el siglo XVII por la práctica de la ganadería extensiva, y de igual manera a raíz de la sustracción de recursos maderables llevada a cabo desde mediados del siglo XX (Jardel, 1992).

Los incendios forestales han influido en la dinámica de la vegetación en la RBSM, ya que dentro de ella representan un fenómeno que ocurre con frecuencia, y además, sus efectos son determinantes en la estructura y composición de los ecosistemas (Jardel *et al.*, 2001; Jardel, 1998). Desde el decreto federal de la RBSM en 1987, las únicas medidas que se habían puesto en marcha en cuanto a gestión del fuego, fueron aquellas tácticas de supresión de incendios con el fin procurar la regeneración de algunas zonas de bosque mesófilo de montaña (Jardel *et al.*, 2008). Sin embargo, la ocurrencia de incendios es alta en otros ecosistemas como los bosques de pino y encino (Balcázar, 2011). Esto es relevante ya los ecosistemas de bosque de pino-encino representan un 13.59% de la superficie de la Sierra de Manantlán, mientras que el bosque de encino un 39.59%, el bosque mesófilo de montaña un 11.08% del total, el bosque de encino-pino un 5.56%, y la selva mediana caducifolia un 17.99%, entre otros (INEGI, 2021).

Debido a la gran variedad de ecosistemas y especies que hay en la RBSM, así como a la alta influencia del ser humano en la incidencia del fuego y en la dinámica del paisaje, se considera un área interesante para estudiar la ocurrencia y severidad de los incendios forestales.

CAPÍTULO 1. MARCO DE REFERENCIA

1.1 Antecedentes

En la actualidad, en México existen varias instituciones gubernamentales, que, a nivel federal, tienen objetivos dedicados al manejo del fuego, de ahí que se cuenta con numerosas acciones para prevenir, monitorear y combatir los incendios forestales. Por un lado, destaca el Programa Nacional de Protección contra Incendios Forestales.

Dentro de los propósitos de este programa está el contabilizar el número de incendios suscitados en el país, registrar las áreas afectadas por fuego, determinar los principales factores causantes de incendios, así como la detección de incendios forestales con el uso de imágenes satelitales, y dictar las principales acciones de planeación, prevención, detección y combate del fuego. A partir de esos datos, la CONAFOR genera reportes semanales sobre el comportamiento del fuego en México (CONAFOR, 2017).

Por otro lado, está la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales que, en materia de incendios forestales, desarrolla el Programa Especial de Cambio Climático (PECC 2021-2024). El PECC señala que el cambio climático es uno de los mayores problemas que enfrenta la humanidad y favorece la ocurrencia de incendios forestales (SEMARNAT, 2021). De ahí que, se ha propuesto generar información satelital para el establecimiento del Sistema de Alerta Temprana de Incendios Forestales, acciones a cargo de la CONABIO (SEMARNAT, 2015). Dicho sistema funciona detectando los puntos de calor como indicador de incendios forestales activos. Es decir, proporciona las coordenadas de las anomalías térmicas, al igual que los tipos de vegetación, e incluso los riesgos que en su caso llegasen a representar al estar dentro de Áreas Naturales Protegidas (ANP). También provee datos como el ángulo de la pendiente, e identifica si el incendio tiene un índice de propagación bajo, normal, alto, o muy alto (Ressl y Cruz, 2012).

Por último, dentro de las grandes instituciones nacionales con injerencia en el tema de incendios, está la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como un órgano descentralizado de la SEMARNAT. Esta institución, con respecto al manejo del fuego, publicó en el año 2013 una guía para la elaboración de programas de manejo del fuego en ANP y sitios de interés. En ella, la CONANP estableció los lineamientos que se deben tomar en cuenta al momento de elaborar un plan de manejo del fuego para un Área Natural Protegida (CONANP, CONAFOR FMCN, USFS, CMF, GIZ, 2012).

Dentro del estado de Jalisco, la CONANP contribuye en la detección y combate de incendios forestales mediante el establecimiento de diversas bases y brigadas. En el caso particular de la RBSM, se tienen varias brigadas: Tierras Negras-Cuautitlán de García Barragán, Barranca de la Naranjera-Casimiro Castillo y Las Joyas, Autlán de Navarro (SEMADET, 2018).

El manejo del fuego se ha considerado como una tarea prioritaria en la gestión del área protegida (INE, 2000; Jardel *et al.*, 2001; Jardel, 1992). Desde el decreto en 1987 de la Sierra de Manantlán como reserva de la biosfera, se han incorporado acciones para prevenir y controlar los incendios en sus bosques, y se ha estudiado el papel del fuego en la sucesión ecológica y la regeneración de los ecosistemas boscosos (Jardel, 1991; Jardel *et al.*, 2001; Jardel, 1992; Saldaña y Jardel, 1991). Sin embargo, hasta hoy día la poca sistematización y la escasa actualización de datos sobre la ocurrencia del fuego, ha complicado la evaluación de sus efectos y representa un obstáculo para la correcta toma de decisiones entorno a los incendios forestales (Gonzalez y Sandberg, 1989 en Castillo *et al.*, 2003).

1.2 Planteamiento del problema

Entre 1995 y 2003 se registraron 327 incendios forestales en la RBSM, sumando una superficie afectada de 61,664.9 ha. La media del número de incendios y de superficie total afectada por año fue de 36 ± 4 incendios y $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha (Jardel *et al.*, 2004), lo que representa una afectación aproximada anual entre un 3 y un 5% (Castillo y Peláez, 2003). Las causas principales se atribuyen a las quemadas agropecuarias, que representan el 33.5% de los incendios registrados, seguidas por las quemadas en cultivos ilegales de marihuana y amapola (15.8%) y conflictos de tenencia de la tierra (11.9%) (Jardel *et al.*, 2004).

En múltiples estudios realizados en la RBSM, se ha obtenido que el fuego ha sido uno de los factores que más han influido en la conformación actual de la cobertura vegetal y la estructura, composición y dinámica de los bosques de la Sierra de Manantlán (Jardel *et al.*, 2001; Jardel, 1991; Jardel, 1998; Jardel *et al.*, 2001; Saldaña y Jardel, 1991; Sánchez y García, 1993). Además, se ha observado que hay poca frecuencia de incendios en ciertos tipos de vegetación como el bosque mesófilo de montaña y la selva mediana subcaducifolia, pero es necesario resaltar que incluso incendios de baja intensidad pueden tener efectos severos en bosques latifoliados (Cochrane, 2003; Pyne *et al.*, 1996).

También se contempla al fuego como un factor que detiene el proceso de reemplazo sucesional en el que bosques de pino que dominaban las etapas iniciales de la sucesión, son sustituidos naturalmente por bosque mesófilo en fases intermedias. Esto ya que el fuego elimina las plantas latifoliadas de renuevo y favorece la permanencia de los pinares (Jardel *et al.*, 2001; Saldaña y Jardel, 1991; Sánchez y García, 1993). Por lo anterior, hay que considerar que los ecosistemas de bosque mesófilo de montaña (BMM), representan para México unos 8,000 km² de superficie en conjunto (Challenger, 1998).

El BMM es el ecosistema más amenazado en México y uno de los que tienen menor extensión territorial alrededor del mundo (Challenger, 1998; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1978). Cuevas *et al.* (1997) estiman que, dentro de la Sierra de Manantlán el BMM tiene una superficie que ronda las 2,500ha, convirtiéndose en automático en la segunda área más extensa con protección oficial en la vertiente del Océano Pacífico. Inclusive, el BMM es el ecosistema que en relación a la superficie que ocupa, tiene la mayor diversidad de especies de flora y fauna (Challenger, 1998).

En un estudio realizado al interior de la Sierra de Manantlán, hecho por Contreras y Santana (1995), encontraron mayor riqueza de aves en una zona de regeneración de una zona incendiada al interior de bosques de *Pinus douglasiana* y *Pinus herrerae*. En cambio, Méndez *et al.* (2009), descubrieron que en una hectárea de bosque tropical de la Reserva de Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, fue posible hallar hasta 6 especies arbóreas años después de ocurrir un incendio, cuando lo habitual es que dentro de una hectárea no incendiada, haya 26 especies. De la misma manera, Asbjornsen *et al.* (2005), mostraron en un estudio llevado a cabo en Santa María Chimalapas, Oaxaca, una disminución de hasta un 71% de las especies arbóreas.

En la RBSM hay reportadas, 8 especies de aves, 8 de plantas, y 3 de mamíferos en peligro de extinción. Como especies amenazadas, se han identificado 13 de reptiles, 17 de plantas, 2 de anfibios, 17 de aves y 6 de mamíferos. También hay un grupo de especies sujetas a protección especial, integrado por 33 especies de reptiles, 35 de plantas, 8 de anfibios, 34 de aves y 5 de mamíferos (MAB-UNESCO (Programa Sobre el Hombre y la Biosfera), 2012). A todo lo antes expuesto, hay que sumar que Cerano-Paredes *et al.* (2015), mediante un análisis dendrocronológico, reconstruyeron la historia de los incendios en la RBSM entre 1867 y 2010, y encontraron que la frecuencia de los incendios se ha mantenido constante a pesar del decreto de la RBSM a partir de 1987. En los 173 años que cubre el periodo de estudio, encontraron un total de 27 incendios ocurridos, de los cuales 17 (63%) fueron severos.

Como parte de las acciones que se realizan para conservar y proteger la alta biodiversidad de la RBSM, se han desarrollado varios estudios sobre los incendios forestales, incluyendo la frecuencia y superficie afectada anual (Castillo y Peláez, 2003), identificación de las causas antrópicas y meteorológicas (Heyerdahl y Alvarado, 2003; Jardel *et al.*, 2004; Jardel, 1991), y la evaluación del efecto del fuego en la composición y dinámica de la vegetación en el área (Jardel, 1998; Jardel, 1990). Sin embargo, no se han hecho estudios de severidad del fuego, mientras que los pocos que incorporan alguna cartografía de áreas quemadas, no presentan un marco de referencia actualizado.

1.3 Justificación

La RBSM ha sido incluida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) dentro del listado de áreas a nivel global para la conservación de la diversidad de plantas (McNeely, 1993). A pesar de ello, en México se presenta una situación contradictoria, ya que el 80% del territorio forestal está en posesión de comunidades y ejidos, sin embargo, distintas políticas a nivel nacional han facilitado la apropiación de los recursos por parte de privados, sujetos a cierta regulación gubernamental (Jardel, 1990).

En el programa de manejo de la RBSM se considera que mientras unas 8,860 personas viven al interior de la RBSM, aproximadamente otros 691,901 habitantes de los alrededores se benefician de los servicios ecosistémicos que proveen los bosques de la Sierra, como el suministro de agua, recursos maderables y comestibles, o bien, la regulación ambiental y el soporte de los componentes en cada ecosistema. Toda esa población está inmersa dentro

de un contexto delimitado espacialmente como la zona de influencia de la RBSM, la cual se extiende a través de 15 municipios, de los cuales tres pertenecen al estado de Colima y el resto a Jalisco (MAB-UNESCO, 2012). A su vez, los núcleos poblacionales de la zona de influencia están emplazados en cuencas de importantes ríos como el Marabasco, Purificación y parte del Ayuquila-Armería. (MAB-UNESCO, 2012). La cuenca del río Ayuquila-Armería se distribuye a través de 9,821 km² entre Jalisco y Colima, cubriendo aproximadamente un 60% de la superficie de la Sierra de Manantlán, y representando asimismo 70 km de su frontera norte. De acuerdo a la CONABIO, esta cuenca, que para Jalisco es la segunda más importante y para Colima la primera, es de las más importantes a preservar de todo el país, siendo considerada además dentro de las 15 más relevantes en toda la vertiente del Pacífico (Graf *et al.*, 2003).

Es necesario administrar los recursos naturales desde el enfoque de ecosistemas y con un plan de manejo adaptativo (Christensen *et al.*, 1996), a la vez que se profundiza en el monitoreo, el rescate del conocimiento tradicional, la investigación científica y la capacitación. De ahí que, el objetivo del plan de manejo sea lograr fortalecer las capacidades locales a la vez que se comprende de mejor manera la dinámica de los procesos ecológicos y sociales de la RBSM y su región (Jardel *et al.*, 1997), sobre todo cuando la alta incidencia y severidad de incendios podría provocar desequilibrio en la calidad de los servicios ecosistémicos que provee la RBSM.

La cartografía de la severidad de los incendios se vuelve fundamental en el ámbito del manejo adaptativo, ya que puede ser la herramienta base para gestionar las medidas de mitigación tras el paso de los incendios, así como monitorear el proceso de regeneración de los ecosistemas, controlar la erosión, o vigilar el aprovechamiento de recursos naturales. De igual manera, la cartografía provee datos útiles para modelar el fenómeno del fuego en el área de estudio y así determinar cómo los factores ambientales influyen en la severidad de los incendios (Díaz y Ruíz, 2019; Kushla y Ripple, 1997).

A lo largo de las últimas dos décadas se ha hecho uso de técnicas de percepción remota e imágenes de satélite para identificar áreas quemadas, cuyo fundamento es la respuesta espectral que arroja la ceniza y el carbón tras ser incendiada la biomasa vegetal. En México se han realizado estudios en los que se usan en su mayoría imágenes del sensor MODIS para el sureste del país. Sin embargo, a través de esas imágenes no es posible analizar a gran detalle los patrones en superficie para las áreas quemadas, ya que el satélite cuenta con una resolución espacial de 500 metros en las bandas 3 a 7 y de un kilómetro en las bandas 8 a 36 (Salazar, 2019). En contraste a MODIS, el satélite Landsat 8 cuenta con una resolución espacial de 15 metros para la banda 8, 30 metros para las bandas 1 a 7 y 100 metros para las bandas térmicas (10 y 11), con una resolución temporal de 16 días (Barsi *et al.*, 2014). Por otra parte, la constelación de satélites gemelos Sentinel-2 cuenta con una resolución espacial de 10, 20 y 60 metros, con resolución temporal de 5 días (ESA, 2020). De esta manera, Landsat 8 y Sentinel-2 son una fuente ideal para el monitoreo de áreas quemadas forestales, el análisis de severidad y su posterior representación cartográfica.

La alta frecuencia de incendios forestales en la RBSM se atribuye principalmente a causas de origen antrópico y meteorológico, cuya tendencia podría seguir incrementando los siguientes años y llegar a convertirse en una amenaza para algunas comunidades forestales. Debido a ello, se considera necesario contar con la cartografía de las áreas quemadas para analizar la ocurrencia y severidad del fuego en la cobertura vegetal, constituyendo un apoyo para comprender las tendencias de la dinámica del fuego a lo largo del tiempo (Eidenshink *et al.*, 2007).

En ese contexto, el propósito de esta tesis se enfoca en el análisis espacial de la ocurrencia y severidad de los incendios en RBSM para el periodo 2016-2021, utilizando técnicas de percepción remota, imágenes de satélites y Sistemas de Información Geográfica. El interés particular por estudiar ese intervalo de años, parte del hecho que, el estado de Jalisco tuvo en 2017 el mayor registro de áreas quemadas en los últimos 20 años. Esto significa un punto de partida fundamental, a partir del cual se precisa averiguar el comportamiento del fuego al interior del territorio específico de la RBSM, además de extender el análisis hacia años previos y posteriores a 2017.

Otro criterio que se usó para definir el intervalo de tiempo del estudio es la disponibilidad de imágenes satelitales. En el caso del satélite Sentinel 2, hay imágenes disponibles para su descarga, a partir de la temporada de incendios del año 2016. Por su parte, Landsat 8 permite contar con capturas para su descarga, a partir de la temporada de incendios de 2014. No obstante, para los años 2014 y 2015, no hubo la suficiente disponibilidad de imágenes satelitales libres de nubes. Además, no se consideró viable estudiar años anteriores a 2014 mediante el uso de imágenes del satélite Landsat 7, debido a que su instrumento corrector de líneas de escaneo o "SLC" (por sus siglas en inglés) se averió el 14 de julio de 2003. Esto ocasionó que todas las imágenes disponibles a partir de esa fecha presenten zonas sin datos o "*gaps*", las cuales, necesitarían rellenarse con un proceso de interpolación espacial (García, 2020). Esta situación en sí misma, supone una pérdida inicial en la calidad de los datos a trabajar.

De esta forma, se definió que el intervalo de estudio abarcará desde el año 2016 y hasta el año 2021. El primer año por ser aquel a partir del cual es posible evaluar el fuego con el conjunto de satélites Landsat 8 y Sentinel 2, y el último, con el fin de ofrecer información reciente sobre del fenómeno de los incendios forestales en la RBSM. Se pretende así, que esta información sirva para la creación o actualización de lineamientos y estrategias para el manejo del fuego en la zona, y que a través de ellos se mejoren las capacidades de prevención, detección, combate y control de los incendios forestales.

A partir de esto último, se busca lograr un manejo integral del fuego que contemple el contexto actual del fenómeno, y con ello encausar la difusión de los fundamentos teóricos y prácticos sobre el rol del fuego en los ecosistemas, desde puntos de vista socioculturales y ecológicos.

1.4 Objetivos

Objetivo general

Analizar la distribución espacial de la ocurrencia y severidad de los incendios en la RBSM durante el periodo 2016-2021, como una contribución a la gestión y el manejo del fuego.

Objetivos particulares

- Detectar las áreas quemadas asociadas a incendios forestales utilizando imágenes Landsat 8 OLI-TIRS, en un periodo de 6 años (2016-2021).
- Evaluar la severidad del daño en la cobertura vegetal producida por los incendios forestales de mayor relevancia.
- Elaborar la cartografía, caracterizar y cuantificar las áreas quemadas para el periodo mencionado.

1.5 Sistema de preguntas

Pregunta general

¿Cuál ha sido la distribución espacial y temporal de los incendios en la RBSM en los últimos seis años?

Sistema de preguntas

¿Cuál ha sido la frecuencia anual y total de los incendios?

¿Cuál ha sido su distribución espacial y temporal?

¿Cuál ha sido la severidad de los incendios?

¿Qué vegetación ha sido afectada por el fuego?

¿En qué zonas de la RBSM se presentan más quemas?

¿Cuáles son las superficies más grandes afectadas por fuego?

CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO-CONCEPTUAL

2.1 El fuego y los incendios forestales

Al hablar del fuego, nos referimos al fenómeno en el que la materia orgánica presente en los distintos ecosistemas terrestres pasa por un proceso de oxidación, que es desencadenado por un factor natural (como la caída de un rayo) o humano (quemadas agrícolas o de pastizal que se salen de control) (Pyne *et al.*, 1996). En ambos casos, para que el fuego inicie y se propague como un incendio forestal, es necesario que se cumplan las 3 condiciones que conforman el denominado “triángulo del fuego”, las cuales son: presencia de oxígeno, disponibilidad de biomasa combustible y una fuente de ignición (Pausas y Keeley, 2009).

Los incendios forestales están considerados como uno de los agentes que mayor impacto pueden causar en un ecosistema (Pausas, 2012). Si nos remitimos a las consideraciones formuladas por White (1985), estamos hablando de los incendios forestales como un evento “perturbador” o de disturbio, entendiendo las perturbaciones como alteraciones al estado basal de un ecosistema en elementos sustanciales como su estructura y composición de especies, así como cambios en su trayectoria dinámica. Las perturbaciones también hay que entenderlas como procesos que conforman la dinámica natural de un ecosistema y que a lo largo de su historia ocurren en distintos momentos (Botkin, 1990). No obstante, cuando se alteran los regímenes de perturbación natural, o bien, incluimos las acciones humanas como nuevos factores de perturbación, el ecosistema entra en un proceso de degradación. Del mismo modo, al someter a un ecosistema a cambios de estado que lo alejen de su variación natural e histórica, aumenta su vulnerabilidad y se reduce su resiliencia (Swanson *et al.*, 1994; Jardel *et al.*, 2008)

Un ecosistema degradado, es aquel que ha sufrido de la pérdida de alguno de sus componentes característicos (extinciones, erosión, pérdida de hábitat) o por el contrario, ha incorporado a su estructura, composición y dinámica, factores que antes le eran ajenos, como las invasiones biológicas o los contaminantes (Jardel *et al.*, 2008).

La incidencia de incendios depende de las condiciones biofísicas de la zona, como la elevación, la cantidad de lluvia o la temperatura (Drury y Veblen, 2008). De forma habitual, cuando hay años en los que se dan condiciones de humedad idóneas para el crecimiento de un buen volumen de vegetación, al año siguiente en el que se presentan condiciones de sequía, la biomasa vegetal acumulada funge como el combustible sobre el cual se propaguen incendios (Fulé y Covington, 1999).

En México, es usual que la ocurrencia de incendios forestales sea dentro de la temporada de estiaje, que abarca los meses correspondientes a la primavera, y que culminen una vez entrada la temporada de lluvias de verano, cuando la vegetación empieza a regenerarse (Rodríguez *et al.*, 2008; Rodríguez y Fulé, 2003).

2.1.1 Régimen de incendios forestales

El régimen de incendios es entendido como la amplitud en la variación natural e histórica del fuego, a la que ha estado sujeta un ecosistema en determinado periodo de tiempo, comúnmente cientos de años. Esta amplitud, si bien podría entenderse como “condiciones promedio”, también involucra la varianza y los máximos y mínimos (Jardel, 2010), que presentan ciertos parámetros que condicionan el funcionamiento, dinámica y estructura de los ecosistemas como (Lloret, 2004):

- La frecuencia con la que determinada cantidad de incendios ocurren en un intervalo de tiempo.
- La estacionalidad o época predilecta en la que ocurren los incendios.
- La intensidad o magnitud física de un incendio.
- La severidad de los efectos causados por el fuego.
- El tamaño del incendio ocurrido.
- La extensión de superficie afectada por fuego.
- El periodo de recurrencia de incendios.
- La sinergia que el fenómeno del fuego podría causar con otro.

El régimen de incendios está definido por factores como el clima de la zona y las propiedades del combustible, que en este caso es la vegetación. Sin embargo, el ser humano se ha vuelto un factor que modifica el régimen del fuego, ya que sus acciones muchas veces aumentan o disminuyen la cantidad de fuego que se propaga, en zonas y tiempos equivocados. Además, se ha detectado que el cambio climático está causando un aumento en la cantidad de periodos de baja humedad y alta temperatura (Lloret, 2004). Lo anterior es sustancial ya que, el fuego genera cambios repentinos en el ambiente, en la estructura de los suelos, cambia los patrones hidrológicos, transforma el paisaje y altera los ecosistemas y su biodiversidad. Factores como los anteriormente descritos aumentan su relevancia cuando el fuego se propaga al interior de las Áreas Naturales Protegidas, ya que éstas pueden contar en su haber con una gran cantidad de especies endémicas, y que además su territorio podría estar fungiendo como un amplio reservorio de recursos naturales y servicios ecosistémicos, de los cuales dependen las localidades cercanas (CONANP, 2011).

En los ecosistemas boscosos, se ha demostrado que la susceptibilidad al fuego aumenta dependiendo de la cantidad de lluvia y de la cercanía temporal de algún otro incendio. Aquellos bosques que han permanecido intactos manifiestan susceptibilidad al fuego de sólo un 5%, que se eleva hasta el 50% tras transcurrir 16 días sin lluvia. Incluso, aquellos bosques que se han quemado en un par de ocasiones son 90% más susceptibles al fuego durante el mismo periodo (Cochrane y Schulze, 1999).

2.1.2 Influencia de los incendios sobre las propiedades del ecosistema

A nivel mundial, el 25% de las emisiones actuales de CO₂ provienen de las quemaduras e incendios forestales. Si la vegetación quemada durante un incendio no se regenera, el CO₂ liberado por las masas forestales perdidas se mantiene en la atmósfera, contribuyendo al calentamiento global (Castillo *et al.*, 2003). De continuar intensificándose el cambio climático en los próximos años, será más común a nivel global el inicio y propagación de incendios cada vez más severos, en respuesta a condiciones climáticas cada vez más extremas y variables como mayores temperaturas y menores precipitaciones (Barría, 2019; Castillo *et al.*, 2003). Una mayor ocurrencia de incendios forestales también aumentaría la exposición de la población humana a contaminantes como CO₂, CO, N₂O, compuestos orgánicos volátiles o material particulado. Ello elevaría la incidencia de enfermedades respiratorias como neumonía, bronquitis o Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC) (Barberá Riera, 2017; Ford *et al.*, 2018; Reid y Maestas, 2019; Sandoval *et al.*, 2019).

Cuando hablamos de los efectos que el fuego tiene sobre los ecosistemas, debemos considerar que para un incendio en determinada área, los estragos provocados pueden ser muy distintos según el uso de suelo y vegetación, así como las condiciones biofísicas (Bodí, *et al.*, 2012; Kutiel, 1994; Neary *et al.*, 1999). Factores como la biomasa, la intensidad del incendio, la extensión de la quema, el tipo de vegetación, los tipos de suelo, la pendiente y la humedad (Figura 1), modulan la variedad y afectaciones que un incendio provoca, lo cual incide en la evolución del ecosistema (CONAF (Corporación Nacional Forestal), 2017).

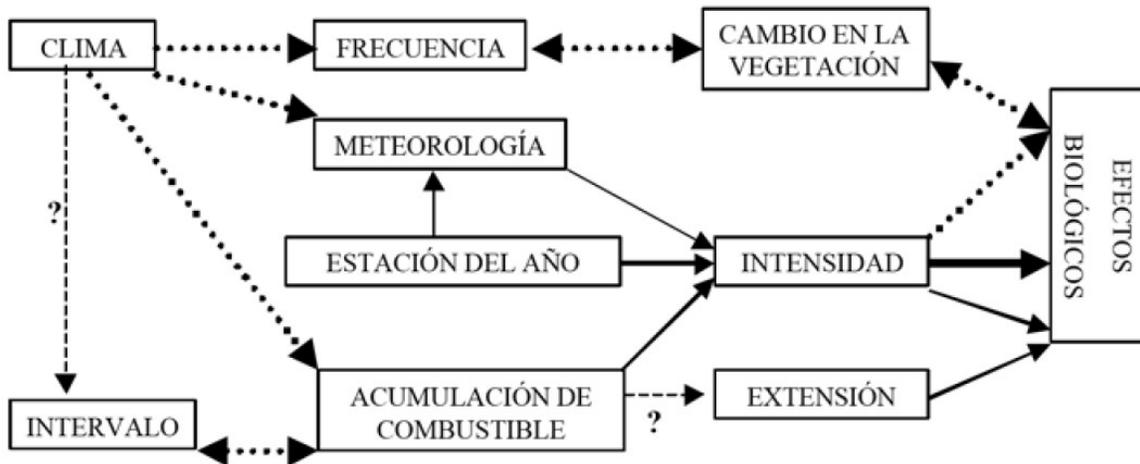


Figura No. 1. Esquema de las complejas interrelaciones entre los elementos del régimen de fuegos (Díaz y Ruíz, 2019). Modificado de Fox y Fox (1987). Las interrogaciones representan relaciones no esclarecidas del todo hasta el momento.

A grandes rasgos, los incendios modifican el comportamiento reflectivo de las superficies una vez que, tras el paso del fuego, la vegetación sufre una notable reducción en el contenido de clorofila y humedad. Además, aumenta la proporción de suelo desnudo dentro del terreno incendiado, siendo éste carbonizado y sufriendo cambios en su

contenido de humedad y color. Todos estos cambios pueden ser identificados con el procesamiento y estudio de imágenes satelitales (De Santis y Vaughan, 2009).

En la Tabla 1 expuesta a continuación, se muestra un resumen de los amplios efectos que los incendios ocasionan:

Tabla No. 1. Principales efectos de los incendios forestales (Castillo *et al.*, 2003).

Efectos socioeconómicos	Efectos ecológicos
En la salud pública: pérdidas de vidas humanas, contaminación de suelos, agua y atmósfera	En el clima, a pequeña y gran escala: - aumento de la radiación solar y disminución de la humedad ambiental - contaminación atmosférica
Daños a la propiedad pública y privada: bosques, terrenos agrícolas y ganaderos. áreas de recreación, Parques y Reservas Nacionales	En el suelo: - erosión y pérdida de suelos - deterioro de las propiedades físicas y químicas - pérdida de nutrientes - incremento de la temperatura del suelo - destrucción de la microfauna y estrata orgánica no incorporada al suelo mineral
Pérdida, paralización o postergación de etapas de los procesos productivos: ingreso más tardío a cosecha y etapas de transformación de la madera, que son las que aportan más trabajo	En la vegetación: - muerte de tejidos vegetales, alteraciones fisiológicas y deformaciones - deterioro de las propiedades de la madera - incremento de plagas y enfermedades - cambios en la sucesión vegetal y entrada de vegetación invasora - alteraciones y pérdidas en la regeneración natural
Disminución de fuentes de trabajo: por pérdida de interés en invertir; menor precio madera quemada, incremento costos de seguros y protección	En los recursos hídricos: - alteraciones en las relaciones hídricas - aumento de la escorrentía superficial - contaminación de las aguas - sedimentación y embancamiento - disminución de la recarga de acuíferos
Pérdidas económicas directas: cultivos forestales, cosechas agrícolas, ganado, maquinaria e infraestructura asociada a actividades productivas	En el paisaje: - fragmentación e incremento del efecto borde - desertificación En la biodiversidad: - pérdida de hábitats y especies de flora y fauna silvestre - migración de animales, aves e insectos - rupturas en las cadenas alimentarias y alteraciones en las sucesiones ecológicas

2.1.3 Severidad del fuego

La severidad del fuego hace referencia al grado de afectación que ejerce un incendio sobre el ecosistema, y depende en gran medida de la estructura y composición de la vegetación, así como de las características de la biomasa combustible y la resistencia que pudiese tener el ecosistema. Uno puede evaluar la afectación provocada por un incendio considerando las alteraciones en el área cubierta por vegetación, los cambios en los suelos y en los combustibles forestales (Jardel, 2010).

Un incendio de alta severidad puede ocasionar desde la pérdida de la vegetación que cobija al suelo, así como incidir sobre los horizontes superficiales de este último, al quemar la materia orgánica disponible. Esto trae como consecuencia que los suelos pierdan sus agregados y con ello sean más fácilmente erosionables, experimentando cambios en la

cantidad y tamaño de sus poros (Neary *et al.*, 2005). Cuando un incendio rebasa el umbral de intensidad de los 220°C es cuando los suelos empiezan a padecer cambios en sus rasgos característicos, más aún si se rebasa una temperatura de 460°C (Díaz *et al.*, 1994).

El fuego es un ente que regula la cantidad de biomasa combustible que está presente en un ecosistema. Si los incendios tienen una alta frecuencia, la cantidad de combustible no alcanzará a ser tan alta, puesto que constantemente se ve consumida por eventos incendiarios. También, en ambientes con alta frecuencia de incendios es común encontrar especies vegetales que en cierto modo toleran o se benefician por la presencia de fuego, por lo que al evaluar las zonas quemadas en lugares así, probablemente la severidad sea baja (Agee, 1996).

En el caso contrario, para ambientes en los que las condiciones de humedad restringen la presencia de biomasa combustible e incendios, es común que prevalezcan especies vegetales con menor tolerancia al fuego, por lo que la propagación de algún incendio podría tener consecuencias de mayor severidad, al ser quemadas especies menos adaptadas a la presencia del fuego (Cochrane, 2003; Jardel, 2010).

Se ha determinado que la severidad también puede ser estimada con el análisis de la respuesta que presenta el ecosistema al paso del fuego, en donde la gravedad en los efectos de los incendios podría desencadenar un recambio de las especies vegetales presentes, dominado principalmente por herbáceas y provocando en general un descenso en la cantidad de especies presentes y la cobertura que cada una tiene (Keeley, 2006). De este modo, especies cuyo mecanismo reproductivo se centra en el banco de semillas, verían una reducción en su población si el fuego anula tal mecanismo y también, si la dificultad de dispersar propágulos viables aumenta cuando la distancia hasta el borde del incendio es mayor (Díaz y Ruíz, 2019). Una alta severidad de incendio está vinculada directamente a una tasa de recuperación vegetal menor, si lo comparamos con aquellas zonas con una gravedad de quemado menos severa (Doerr *et al.*, 2006; Moody *et al.*, 2013). De este modo, la intensidad alcanzada por un incendio en términos de temperatura, podría causar una menor disponibilidad de semillas (Salvador y Lloret, 1995), y además, destruir los tejidos meristemáticos de plantas rebrotadoras, elevando su nivel de mortalidad (Lloret y Soria, 1993).

Tras la ocurrencia de un incendio, la vegetación expuesta a niveles de severidad baja o moderada manifestará debilidad (Gibson y Negrón, 2009), y será blanco fácil de plagas como los insectos perforadores (Botella y Fernández, 2017). En el caso de los incendios severos, podrían desencadenar mayor acumulación de biomasa combustible, causando incendios cada vez más severos (Lentile *et al.*, 2006). Lo anterior destaca la importancia de lograr determinar el rango de severidad alcanzado tras el paso del fuego, puesto que las acciones orientadas a restaurar la zona afectada dependerán de las necesidades impuestas por el contexto de daño (Botella y Fernández, 2017).

2.2 Bases físicas de percepción remota para la detección y severidad de incendios

2.2.1 Nociones de percepción remota

Hasta hace algunas décadas, la observación del planeta Tierra había sido una oportunidad que solo expertos en la materia o astronautas embarcados en alguna misión espacial habían tenido el privilegio de contar. Con los avances tecnológicos que impulsaron el desarrollo de satélites de teledetección, es como ha sido posible revolucionar la manera en la que podemos acceder a información sobre los fenómenos que suceden en nuestro planeta.

La teledetección o percepción remota es la técnica de obtener información de algún objeto en particular sin la necesidad de estar en contacto con el mismo. En el caso de las Ciencias de la Tierra, se obtiene información de la superficie terrestre a través del análisis de las imágenes satelitales que los múltiples sensores equipados en los satélites nos proveen.

La obtención de estos productos satelitales (imágenes), junto con su posterior procesamiento e interpretación, nos ofrece la oportunidad de realizar seguimientos espaciotemporales de la superficie del planeta Tierra sin alguna intervención sobre el fenómeno estudiado. Lo anterior ha encauzado a desarrollar y hacer un uso sistemático de dichos productos.

Para que la observación remota sea posible, es necesario que entre los objetos y el sensor exista algún tipo de interacción. Las tres maneras en las que se puede adquirir información a partir de un sensor remoto son: por reflexión, por emisión y por emisión-reflexión (Figura 2). En cualquiera de estos casos el flujo energético entre la cubierta terrestre y el sensor, ocurre mediante el mecanismo de transferencia de energía conocido como radiación (Chuvieco, 2008).

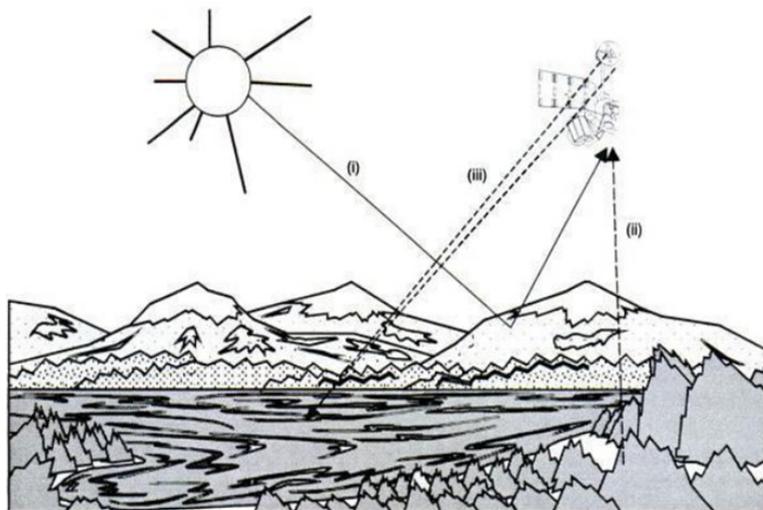


Figura No. 2. Formas de teledetección: (i) reflexión; (ii) emisión; (iii) reflexión-emisión (Chuvieco, 2008).

Para el caso específico de los incendios forestales, la teledetección permite abordar un estudio de la zona siniestrada antes y después de ocurrir el fenómeno. Es así como se le puede dar seguimiento con gran detalle a los efectos del problema y a la evolución ecológica de la zona afectada. La estabilidad orbital de los satélites permite la adquisición de imágenes de manera periódica, sistematizada, y en similares condiciones de observación (Viedma y Chuvieco, 1994).

2.2.2 Principios físicos

El espectro electromagnético

Estudiar la superficie terrestre a partir de percepción remota es posible gracias a la interacción entre la radiación electromagnética y las distintas cubiertas terrestres, las cuales responden de manera distinta a dicha interacción dependiendo de sus características físicas y químicas, así como las condiciones ambientales prevalentes al momento de tomar una imagen satelital (Gutiérrez y Nieto, 2006).

La forma en la que la energía electromagnética interactúa, está explicada por la teoría ondulatoria y la teoría cuántica, de las cuales se puede interpretar brevemente, que la energía radiante puede ser definida a partir de parámetros como la longitud de onda y la frecuencia (Gutiérrez y Nieto, 2006). Esto quiere decir que si la energía radiante es un conjunto en el que ciertas regiones expresan valores distintos de longitud de onda, podremos clasificar estas longitudes en tramos o bandas donde el comportamiento espectral es similar. A esta clasificación en bandas de las longitudes de onda y frecuencias en que se manifiesta la energía radiante, se le denomina espectro electromagnético (Chuvieco, 2008).

La serie de bandas en las que se ha acordado teóricamente dividir el espectro electromagnético, y que son útiles en el ámbito de la percepción remota son (Figura 3): La región ultravioleta, situada entre los 0.1 y 0.4 μm de longitud de onda. Le sigue la región del espectro visible (VIS), cuyo nombre está dado por el hecho de que esta región puede ser percibida por el ojo humano, y que abarca 3 bandas espectrales entre los 0.4 μm y los 0.7 μm . La primera de esas bandas es la azul (0.4 a 0.5 μm), le sigue la verde (0.5 a 0.6 μm), y finaliza con la banda del rojo (0.6 a 0.7 μm).

Después del rango cubierto por el visible, tenemos la región del infrarrojo, subdividida en tres bandas, la del infrarrojo cercano (NIR) entre los 0.7 y 1.3 μm , la del infrarrojo medio entre 1.3 y 3 μm , y por último la del infrarrojo térmico entre los 3-100 μm . Finalmente, tenemos la región de microondas, ubicada a una mayor longitud de onda que el infrarrojo cercano (1 mm –1 m) (Chuvieco, 1996; Labrador *et al.*, 2012).

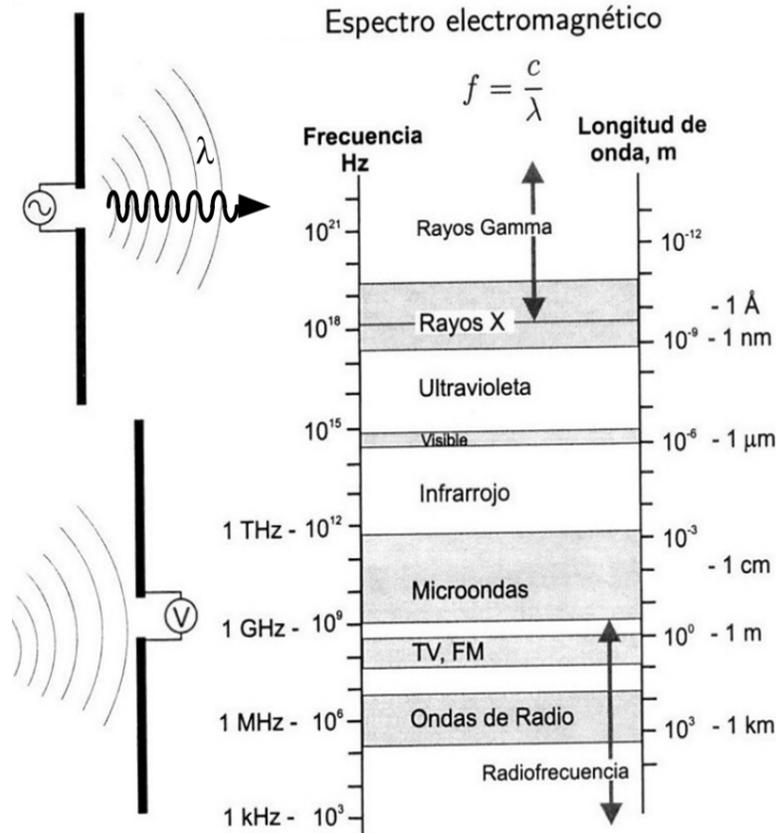


Figura No. 3. Espectro electromagnético (Gutiérrez y Nieto, 2006).

2.2.3 Firmas espectrales

Ahora bien, los diferentes tipos de superficies, como el agua, el suelo desnudo o la vegetación, reflejan la radiación de manera distinta en cada banda espectral. La radiación reflejada en función de la longitud de onda se llama firma espectral de la superficie. Las firmas espectrales son indispensables para identificar cubiertas de interés, o algún parámetro específico en ellas, por ejemplo, turbidez en el agua o clorofila en la vegetación. Para una cubierta en particular, su firma espectral puede obtenerse a partir del empleo de radiómetros, extracción de una biblioteca espectral, simulación mediante modelos físicos, o extracción de una imagen con la debida resolución espectral (Chuvieco, 2008).

Si queremos representar de forma visual una firma espectral, podemos plasmar dentro de un gráfico, la longitud de onda en el eje de las X y la reflectividad en el eje de las Y. Así podremos darnos cuenta que cada cubierta se ve representada por una firma espectral característica, distinguiendo así su comportamiento espectral frente al de otras cubiertas o entre estados diferentes de una misma cubierta (Gutiérrez y Nieto, 2006).

El planeta Tierra está lleno de una gran variedad de cubiertas, pero de forma general, podemos clasificar su superficie en tres tipos distintos de cubierta: superficies con agua, superficies con vegetación y suelos. Cada cubierta tiene un comportamiento espectral

distinto, es decir, refleja la energía de forma distinta en cada longitud de onda (Figura 4), dependiendo de las condiciones físicas (temperatura, humedad o textura), químicas (composición, contenido de materia orgánica, etc.) y ambientales (pendiente, orientación, estación del año, hora de la toma, etc.) (Gutiérrez y Nieto, 2006).

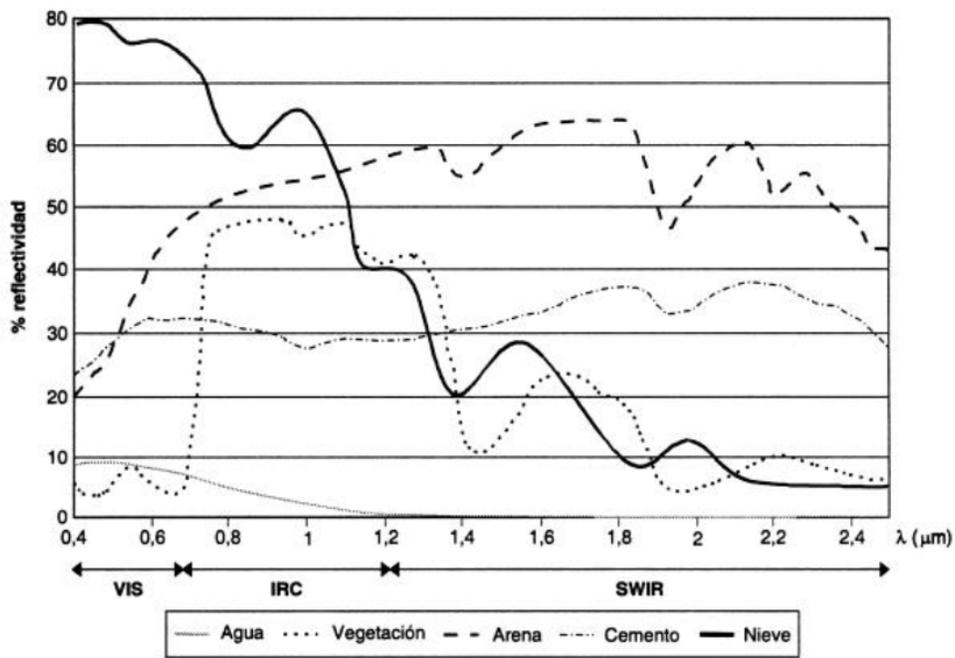


Figura No. 4. Firmas espectrales típicas para distintas cubiertas (Chuvienco, 2008).

Las firmas espectrales que muestran el comportamiento de la reflectividad en las plantas (Figura 5), destacan una baja reflectividad en la región del espectro visible (0.4-0.7μm), aumentando en el infrarrojo cercano (0.7-1.3 μm), para culminar decayendo poco a poco hacia el infrarrojo medio (Knipling, 1970). Este comportamiento espectral está dado por factores como: el efecto absorbente de los pigmentos de la hoja, la estructura celular interna de la hoja en la regulación térmica e intercambio gaseoso, y la absorción de agua (Arbiol *et al.*, 1987; Chuvienco y Congalton, 1988; Samarakoon *et al.*, 1988; Tanaka *et al.*, 1983).

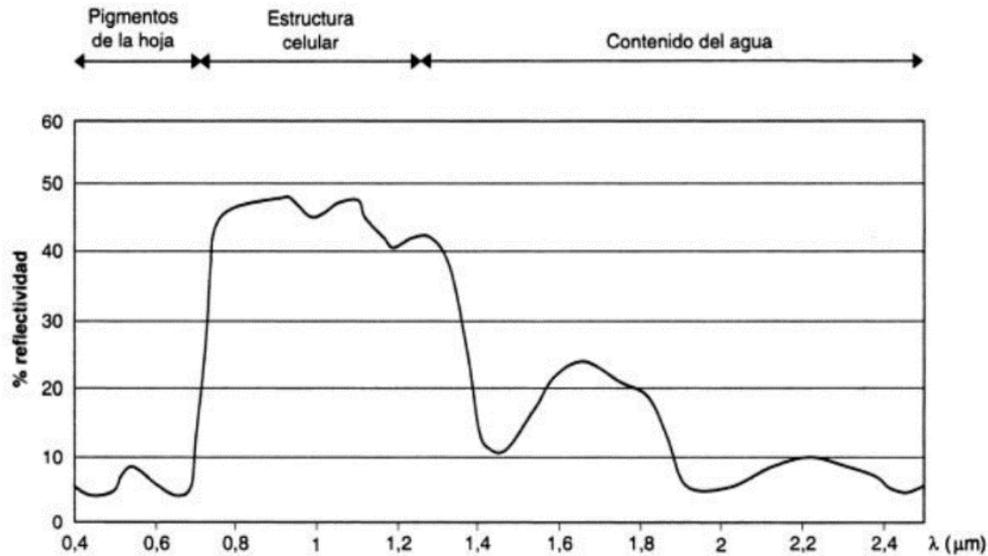


Figura No. 5. Factores que explican la reflectividad de la hoja (Chuvieco, 2008).

2.3 Detección de incendios y áreas quemadas

Debido a los cambios en los patrones espectrales que sufren las superficies tras incendiarse, en los últimos años se ha optado por detectar áreas quemadas a partir de comparaciones multitemporales, haciendo uso de imágenes satelitales captadas antes y después de un incendio. Dichos cambios espectrales es posible detectarlos al utilizar índices espectrales, que no son más que combinaciones entre distintas bandas del espectro electromagnético, las cuales permiten establecer los cambios que sufre una superficie. Para todo ello, es importante que al usar imágenes satelitales, se tiene que contemplar el trabajar con homogeneidad radiométrica y efectuar el ajuste geométrico pertinente (De Santis y Vaughan, 2009).

Para la investigación de áreas quemadas usando percepción remota, Chuvieco y Congalton (1988) consideran como el punto inicial, al estudio y determinación de señales espectrales tras el paso de los incendios. Por su parte Robinson (1991), considera que en esta labor de analizar señales posteriores al fuego, hay que considerar que tras un incendio habrá una señal correspondiente a la deposición del carbón, y otra debida a la alteración de la estructura y abundancia de la vegetación. A esta última la considera como la "huella del incendio".

Respecto a la deposición del carbón, producto de la quema de la vegetación, su señal permanecerá aproximadamente por algunas semanas o tal vez meses antes de difuminarse casi por completo como consecuencia de la lluvia o el viento. En cambio, la señal que evidencia los cambios de estructura y abundancia vegetal es más estable, pudiendo ser detectada, en el caso de bosques boreales, años después de ocurrido un incendio. Quizá el problema para esta última señal es que la disminución de la vegetación también podría ser

consecuencia de la tala, el pastoreo, estrés hídrico u otros factores, por lo que tal vez sea menos relevante al analizar los efectos del fuego.

Generalmente al cuantificar superficies quemadas, se analizan comportamientos que se pueden identificar directa o indirectamente a partir de variables como el contenido de humedad. Por ejemplo, la absorción de clorofila vista desde bandas como el rojo o el infrarrojo cercano no es más que una aproximación indirecta con base en la cantidad de agua. Incluso, se suelen ocupar índices específicos de absorción de humedad, con los cuales se evalúa la relación entre la dinámica hídrica y la temperatura de la vegetación, visto desde regiones espectrales como el infrarrojo cercano y el infrarrojo medio (Chuvienco, 2009; Sandholt *et al.*, 2002; Vidal *et al.*, 1994).

Un asunto ligeramente distinto al de cuantificar áreas quemadas, es el de detectar incendios en el momento en que están ocurriendo, para lo cual sensores como NOAA-AVHRR, ERS-ASTR y Terra-MODIS incorporan bandas sensibles al infrarrojo medio, con el cual se pueden identificar los cambios térmicos entre una superficie no quemada y aquella con un incendio en curso (Chuvienco, 2009). Sin embargo, hay que puntualizar que en el infrarrojo medio (1.3 a 8 μm) conviven los fenómenos de reflexión y emisión de la luz solar por parte de las superficies. Por ello es factible mencionar que el infrarrojo medio suele subdividirse en dos subregiones, siendo la primera la del infrarrojo medio de onda corta (*Short Wave Infrared*, SWIR), con un rango espectral que abarca entre los 1.3 y los 2.5 μm , y que es más útil para detectar el contenido de humedad en plantas o en el suelo. La segunda región (3-5 μm), es la que resulta más útil para detectar incendios activos o algún otro punto de alta temperatura como volcanes en actividad, y como tal es a la que se suele referir como infrarrojo medio (Chuvienco, 2008).

Por lo anterior, es que habitualmente encontramos en distintos sensores satelitales que las regiones espectrales que manejan subdividen el espectro electromagnético en bandas de distinto ancho, lo cual puede ser más útil para el estudio de parámetros específicos.

2.3.1 Componentes básicos para la detección de incendios y áreas quemadas

La manera en la que se lleva a cabo un estudio de teledetección o percepción remota puede describirse desglosando cada uno de los componentes esenciales que participan en el proceso (Figura 6), los cuáles se detallan a continuación (Labrador *et al.*, 2012):

- A. Lo primero que requerimos es una fuente de energía radiante, que en este caso es el sol. La energía viaja hacia la Tierra en donde el primer contacto ocurre con las distintas capas de la atmósfera.
- B. Una vez que la radiación solar llega a una cubierta en la superficie terrestre, interactuará con toda clase de objetos que la conforman. Dependiendo de las propiedades físicas, químicas y biológicas de cada objeto, la radiación será reflejada por los mismos de una forma característica, lo cual permite establecer diferencias entre objetos.

- C. La radiación reflejada vuelve en dirección hacia la atmósfera, donde en algún punto, un satélite la captará y registrará sus características con uno de sus sensores a bordo.
- D. La energía registrada por el sensor es enviada como matriz numérica a una estación de recepción y procesamiento de datos. Ahí los datos recibidos se transforman en la imagen satelital como tal.
- E. En este paso entra la persona que se encuentra estudiando algún fenómeno en particular dado que la imagen satelital se interpreta visualmente, o a través de alguna operación digital aplicada a los datos de la imagen, para así obtener información sobre la superficie y los objetos donde incidió la radiación del sol.
- F. Por último, con la información obtenida acerca de la superficie, se logra resolver algún problema o hipótesis, o simplemente se ha revelado información que contribuye a un mejor conocimiento del área de estudio.

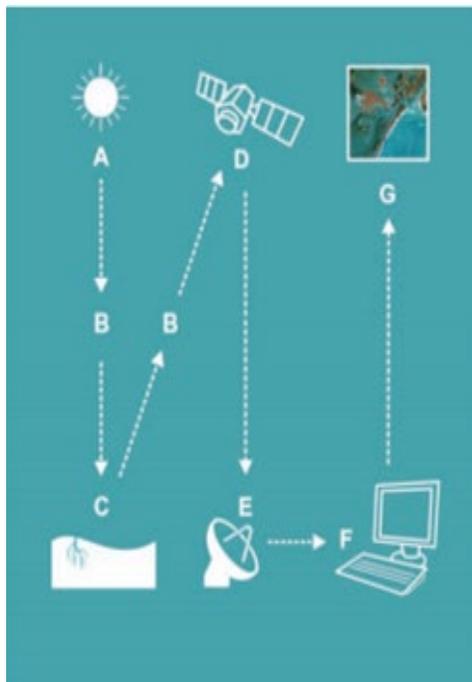


Figura No. 6. Proceso de teledetección (Labrador *et al.*, 2012).

2.3.2 Imágenes satelitales para incendios (misiones)

Pese a que hay numerosos satélites que suministran imágenes con una resolución lo suficientemente buena para realizar cartografía de áreas quemadas, la principal fuente de datos con una resolución media o alta es la NASA, ya que ha desarrollado satélites que brindan información de forma gratuita y con una buena resolución espacial (Morón *et al.*, 2014).

Landsat Data Continuity Mission

La Misión Landsat 8, que hasta antes de su lanzamiento era conocida con el nombre de *Landsat Data Continuity Mission*, se lanzó en 11 de febrero de 2013 desde la base Vandenberg de la Fuerza Aérea, en California. Consta, por una parte, del sensor *Operational Land Imager* (OLI) construido por *Ball Aerospace & Technologies Corporation* y por otra, con el *Thermal Infrared Sensor* (Construido por NASA Goddard Space Flight Center). Landsat 8 orbita la Tierra cada 99 minutos a una altitud de 705 km, y cuenta con una resolución temporal de 16 días, ofreciendo escenas con un tamaño de 170 km por 185 km (USGS (U.S. Geological Survey), 2018).

El sensor OLI captura datos para las regiones espectrales del visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio (Tabla 2), a una resolución radiométrica de 12 bits. Esto, comparado con los 8 bits de rango dinámico que ofrecían los sensores de las misiones Landsat 1 a 7, permite capturar en cada pixel hasta 4096 niveles de información (en escala de grises) distintos, lo cual facilita un análisis mejorado de las condiciones de la superficie muestreada. Mientras que con las misiones Landsat anteriores sólo podrían cubrir hasta 256 niveles de información, con Landsat 8 OLI se obtiene una notable mejora en la relación ruido/señal presente en los datos capturados (USGS, 2018).

Tabla No. 2. Designación de bandas para Landsat 8 (Navazo *et al.*, 2016).

Banda	Nombre	Longitud onda (µm)	Resolución (m)	Indicador/Aplicación
1	Aerosol costa	0,43 – 0,45	30	
2	Azul	0,45 – 0,51	30	Diferencia entre vegetación y suelo. Aguas costeras.
3	Verde	0,53 – 0,59	30	Mapeo vegetación. Calidad de agua
4	Rojo	0,64 – 0,67	30	Usos del suelo. Diferenciación de especies vegetales. Absorción de la clorofila
5	NIR (infrarrojo cercano)	0,85 – 0,88	30	Agricultura y vegetación. Mapeo geomorfológico y geológico. Identificación áreas de incendios y áreas húmedas.
6	SWIR 1 (infrarrojo onda corta)	1,57 – 1,65	30	Usos del suelo. Medición de la humedad en la vegetación.
7	SWIR 2 (infrarrojo onda corta)	2,11 – 2,29	30	Identificación de minerales. Mapeo hidrotermal
8	Pancromática	0,50 – 0,68	15	
9	Cirrus	1,36 – 1,38	30	Diferenciación nubosidad
10	TIRS 1 (Infrarrojo térmico o de onda larga)	10,60 – 11,19	100	Stress térmico en plantas. Corrientes marinas. Propiedades termales del suelo.
11	TIRS 2 (Infrarrojo térmico o de onda larga)	11.50 – 12.51	100	

El sensor MODIS

El Espectroradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS, por sus siglas en inglés) es un instrumento a bordo de los satélites Terra (EOS AM-1) y Aqua (EOS PM-1), lanzados en 1999 y 2002 respectivamente. Terra MODIS y Aqua MODIS visualizan toda la superficie de la Tierra cada 1-2 días, adquiriendo información en 36 bandas espectrales (entre 0.405 y 14.385 µm) con una resolución radiométrica de 12 bits (Tabla 3). El satélite Terra orbita la Tierra en dirección norte a sur, pasando por el ecuador por la mañana, mientras que Aqua pasa de sur a norte, y sobre el ecuador por la tarde. Su resolución espacial es de 250 m para las bandas 1 y 2, de 500 m para las bandas 3-7, y de 1000 m para las bandas 8-36 (NASA (National Aeronautics and Space Administration), 2018a).

Tabla No. 3. Bandas espectrales del sensor MODIS. Bandas 1 a la 19 están en nm, y de la 20 a la 36 están en μm (Mas, 2011).

Uso principal	Banda	Ancho de banda ¹	Uso principal	Banda	Ancho de banda ¹
Limites de Tierra/Nubes/aerosoles	1	620 - 670	Temperatura atmosférica	21	3.929 - 3.989
	2	841 - 876		22	3.929 - 3.989
Propiedades de Tierra/Nubes/aerosoles	3	459 - 479		23	4.020 - 4.080
	4	545 - 565		24	4.433 - 4.498
	5	1230 - 1250	Vapor de agua de nubes Cirrus	25	4.482 - 4.549
	6	1628 - 1652		26	1.360 - 1.390
	7	2105 - 2155	Propiedades de las nubes	27	6.535 - 6.895
Color del océano / fitoplancton/biogeoquímica	8	405 - 420		28	7.175 - 7.475
	9	438 - 448		29	8.400 - 8.700
	10	483 - 493	Ozono	30	9.580 - 9.880
	11	526 - 536		Temperatura de la superficie/nubes	31
	12	546 - 556	32		11.770 - 12.270
	13	662 - 672	Altitud de las nubes		33
	14	673 - 683		34	13.485 - 13.785
	15	743 - 753		35	13.785 - 14.085
	Vapor de agua atmosférico	16	862 - 877		36
17		890 - 920			
18		931 - 941			
Temperatura de la superficie/nubes	19	915 - 965			
	20	3.660 - 3.840			

El sensor VIIRS

El Radiómetro Visible de Imágenes Infrarrojas (VIIRS, por sus siglas en inglés), está incorporado en el satélite Suomi NPP lanzado el 28 de octubre de 2011. Cuenta con 22 bandas espectrales en un rango espectral entre los 0.44 μm y los 12.5 μm (Tabla 4), con las cuales se pueden obtener datos para variables ambientales del océano, la tierra, los aerosoles y las nubes. De esas 22 bandas, 16 tienen resolución espacial moderada (750 m en el nadir), 5 bandas poseen una resolución de 375 m en el nadir y por último está la banda pancromática día/noche, con una resolución espacial de 750 m (Cao *et al.*, 2014). Su órbita tiene una altura de 830 km y cuenta con una resolución radiométrica de 12 bits.

Tabla No. 4. Características de las bandas del sensor VIIRS (NASA, 2018b).

Registros de datos terrestres primarios	Nombre de banda	Centro (micras)	Ancho (FWHM)
Aerosol color océano	M1	0.415	0.02
	M2	0.445	0.02
	M3	0.49	0.02
	M4	0.555	0.02
Banda de imágenes	I1	0.64	0.075
Aerosol color océano	M5	0.673	0.021
Banda de día/noche	DNB	0.7	0.4
Corrección Atmosférica	M6	0.746	0.021
NDVI	I2	0.865	0.039
Aerosol color océano	M7	0.865	0.039
Tamaño de partícula de la nube	M8	1.24	0.02
Cubierta de nubes cirros	M9	1.378	0.02
Mapa binario de nieve	I3	1.61	0.06
Fracción de nieve	M10	1.61	0.06
nubes	M11	2.25	0.05
Banda de imágenes Nubes	I4	3.74	0.38
Temperatura de la superficie del mar	M12	3.7	0.18
Temperatura de la superficie del mar/Incendios	M13	4.05	0.155
Propiedades de la cima de la nube	M14	8.55	0.3
Temperatura de la superficie del mar	M15	10.763	1
Banda de imágenes Nubes	I5	11.45	1.9
Temperatura de la superficie del mar	M16	12.013	0.95

Copernicus Sentinel-2

La misión *Copernicus Sentinel-2* consta de un par de satélites de órbita polar, los cuales están posicionados en la misma órbita sincrónica con el sol, en fase de 180° entre sí, a una altitud media de 786 km. Sentinel-2A fue lanzado a órbita el 23 de junio del 2015 y Sentinel-2B fue lanzado el 7 de marzo del 2017. Fueron construidos para el programa de monitoreo ambiental Copernicus de la Agencia Espacial Europea con el objetivo de monitorear los cambios en las condiciones de la superficie terrestre. El sistema de satélites SENTINEL-2 fue desarrollado por un consorcio industrial liderado por Astrium GmbH (Alemania). Astrium SAS (Francia) es responsable del Instrumento multispectral (MSI) a bordo de los satélites (ESA (European Space Agency), 2020b).

El MSI funciona de forma pasiva, al recoger la luz solar reflejada desde la Tierra. Se adquieren nuevos datos por el instrumento a medida que el satélite se mueve a lo largo de su trayectoria orbital. El haz de luz entrante se divide en un filtro y se enfoca en dos conjuntos de plano focal separados dentro del instrumento, uno para las bandas visible e

infrarrojo cercano (VNIR), y otro para las bandas infrarrojas de onda corta (SWIR). La separación espectral de cada banda en longitudes de onda individuales se logra mediante filtros de bandas montados en la parte superior de los detectores.

El Instrumento Multiespectral de SENTINEL-2 muestrea 13 bandas espectrales: cuatro bandas a 10 m, seis bandas a 20 m y tres bandas a 60 m de resolución espacial (Tabla 5). Mientras tanto, la resolución radiométrica es de 12 bits, por lo que brinda un rango de niveles de información (o escala de grises) de 0 a 4095. La resolución temporal proporciona a la constelación un tiempo de revisita de cinco días en el ecuador. Por último, el ancho de franja (o campo de visión) de Sentinel-2 es de 290 km. En comparación, el ancho de franja de Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI es de 185 km, y el ancho de franja de SPOT-5 es de 120 km (ESA, 2020a).

Tabla No. 5. Longitudes de onda y anchos de banda de las tres resoluciones espaciales del instrumento MSI (ESA, 2020a).

Resolución espacial (m)	Número de banda	S2A		S2B	
		Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)
10	2	492,4	66	492.1	66
	3	559,8	36	559,0	36
	4	664,6	31	664,9	31
	8	832,8	106	832,9	106
20	5	704.1	15	703,8	dieciséis
	6	740,5	15	739,1	15
	7	782,8	20	779,7	20
	8a	864,7	21	864.0	22
	11	1613,7	91	1610.4	94
	12	2202.4	175	2185,7	185
60	1	442,7	21	442.2	21
	9	945,1	20	943,2	21
	10	1373,5	31	1376,9	30

2.3.3 Comportamiento espectral de incendios y áreas quemadas

La caracterización de las propiedades espectrales de quemaduras recientes suele analizarse a partir de las regiones del visible, infrarrojo medio, infrarrojo térmico e inclusive en la región de microondas. A través del estudio de las firmas espectrales de distintas superficies y su comparación con otras, podemos realizar una representación de las áreas quemadas en la cual se compare temporalmente una firma espectral antes y después de un incendio, pudiendo así contar con información acerca de la evolución del fenómeno.

Algunos factores y características espectrales que pueden observarse en las distintas regiones del espectro (Morón *et al.*, 2014) son:

Visible (0,4-0,7 μm)

Este intervalo espectral cubre las bandas 2, 3 y 4 en Landsat 8 OLI o 2, 3, 4-7 en Sentinel 2. Dentro de este rango espectral la vegetación saludable tiene baja respuesta, dependiendo del nivel de clorofila, xantofila y caroteno que contiene, y denota un incremento de reflectividad en la zona de la banda verde (0.55 μm). Sin embargo, hay algunos ecosistemas como los pastizales y las sabanas donde este comportamiento no necesariamente se cumple (Roy *et al.*, 2002).

Infrarrojo cercano (NIR) (0,7-1,3 μm): Útil para discriminar masa vegetales y concentraciones de humedad. Esta región está cubierta por la banda 5 en Landsat 8 OLI y a las bandas 8 y 8a en Sentinel-2. Después de un incendio, la vegetación presenta un descenso en sus valores de reflectividad en este rango espectral, provocado por el deterioro de la estructura celular de la hoja y a la deposición de cenizas y carbón en el suelo (Izaguirre, 2009), sobre todo si había gran cantidad de biomasa combustible previo al fuego.

En los casos donde hay poca densidad de vegetación, y por ende una baja producción de carbón y pérdida de biomasa, la firma espectral podría asemejarse un poco más a la obtenida para las condiciones anteriores al paso del incendio (Pereira y Setzer, 1993).

Infrarrojo de onda corta (SWIR) (1,1 -2,5 μm)

La región del SWIR corresponde a las bandas 6 y 7 en Landsat 8 OLI, u 11 y 12 en Sentinel-2, y es muy útil para apreciar el contenido de humedad en vegetación (Pereira *et al.*, 1999), aparte de que no suele ser tan afectada por la presencia de aerosoles como si lo son longitudes de onda en el visible o infrarrojo cercano (Izaguirre, 2009).

Para la cartografía de áreas quemadas esta región espectral ha resultado muy adecuada, ya que está menos afectada por los aerosoles que el Visible y el NIR (Izaguirre, 2009). Tras ocurrido un incendio, uno podrá esperar un descenso en la reflectividad en el SWIR, como una consecuencia de la poca o nula presencia de agua, así como de la gran absorción que tiene el carbón en este rango de longitud de onda (Pereira y Setzer, 1993).

Infrarrojo térmico (TIR) (8,0 -15 μm)

Esta región del espectro corresponde a las bandas 10 y 11 en Landsat TM y ETM+. En este trabajo en particular, al evaluar únicamente los cambios de reflectividad como una consecuencia de la disminución en la densidad de vegetación, no se analizarán longitudes de onda dentro del rango del infrarrojo térmico. Esto al no contemplarse recabar de la imágenes satelitales datos sobre la señal térmica que emite la superficie, o al menos no más información de la que ya podría ofrecer la región del infrarrojo medio (Pereira y Setzer, 1993).

2.3.4 Índices para la detección de áreas quemadas

A partir de la comprensión que se tiene sobre el comportamiento espectral teórico que manifiestan las distintas coberturas vegetales, es que se han podido construir fórmulas en las que se lleva a cabo un contraste entre regiones espectrales, comúnmente entre bandas como el rojo y el infrarrojo cercano.

Estas fórmulas denominadas índices espectrales de vegetación, nos permiten aislar cierto comportamiento dentro de una imagen multispectral, a partir de la cual se exporta una nueva imagen cuyo contenido es exclusivamente aquel que refiere a una variable de interés. Esto facilita evaluar el estado vital de la vegetación y diferenciarla de otras cubiertas (Bannari *et al.*, 1995; Chuvieco, 2008; Curran, 1980; Huete, 1987; Meliá *et al.*, 1986; Myneni *et al.*, 1995; Sellers, 1989).

De manera muy frecuente, la severidad del fuego había sido estimada por índices de vegetación como el *Normalized Difference Vegetation index*, NDVI (Rouse, 1974). Su practicidad recaía en que uno de los parámetros con los que se puede establecer el grado de severidad es la vegetación quemada tras el fuego (Díaz *et al.*, 2003; Doerr *et al.*, 2006; Rogan y Yool, 2001).

No obstante, cuando queremos estudiar zonas afectadas por incendios que típicamente puede ser una tarea basada en diferenciar entre distintas superficies sin vegetación, así como zonas de suelos desnudos, barbechos o vegetación tolerante a la falta de agua; un índice de vegetación usualmente útil para diferenciar entre zonas con y sin vegetación, no brinda los mejores resultados al aplicarse para estudiar el fuego. La razón de esto es que el comportamiento espectral de las áreas quemadas, se sale de rango espectral en el que se pueden estudiar zonas de vegetación a partir de los índices de vegetación (Martín y Chuvieco, 2001).

Por ejemplo, un área de vegetación quemada tiene un considerable incremento de reflectividad en la región del visible, como un efecto al aumento del suelo desnudo y a la pérdida de la clorofila en las hojas vegetales. Pero aquí el problema es que en el visible una zona quemada podría ser fácilmente confundida con una zona de baja reflectividad como cuerpos de agua, bosques de coníferas, humedales y sombras.

Cuando ocurre un incendio de gran intensidad cuyo resultado es un área de elevado grado de severidad, la gran cantidad de carbón y ceniza disponibles inmediatamente después del fuego provoca un notable descenso en la reflectividad. Si a esto le sumamos que la clorofila normalmente tiene una baja reflectividad en el visible, podemos concluir que la amplia incertidumbre que puede suscitarse en esta región espectral no la hace útil para cuantificar áreas quemadas (Pereira *et al.*, 1999). En este contexto, algunos autores (Chuvieco *et al.*, 2002; Martín *et al.*, 1998; Trigg y Flasse, 2000), se han aventurado a establecer índices especiales para el estudio de las áreas quemadas, toda vez que los ya populares índices de vegetación no ofrecían un buen panorama espectral de las zonas incendiadas, y únicamente eran útiles para estimar los parámetros biofísicos de la vegetación (García y Chuvieco, 2004).

La creación de índices específicos para estudiar el fuego como el *Normalized Burn Ratio* (NBR) brinda resultados notoriamente mejores que otros índices (Epting *et al.*, 2005; Hudak *et al.*, 2007; Tanase *et al.*, 2011). El NBR, que en los últimos años se ha vuelto uno de los índices más usados para identificar áreas quemadas, así como para establecer los distintos niveles de daño sufrido por la vegetación tras el paso del fuego, está formulado como:

$$NBR_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,SWIR}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,SWIR}}$$

donde $\rho_{i,SWIR}$ indica la reflectividad del pixel i en la banda del infrarrojo medio de onda corta o "SWIR", entre 1 y 2,5 micras (Brewer *et al.*, 2005; Cocke *et al.*, 2005; Epting *et al.*, 2005; García y Chuvieco, 2004; Key y Benson, 2004; Lutes *et al.*, 2006; Miller y Yool, 2002; Patterson y Yool, 1998; Van Wagtendonk *et al.*, 2004).

Si bien el NBR, es equivalente al *Normalized Difference Infrared Index* (NDII) desarrollado por (Hunt y Rock, 1989), fueron Key y Benson (2006) quienes lo denominaron *Normalized Burn Ratio*. Cuando analizamos la severidad de un incendio con el NBR, es posible establecer para cada zona el grado de pérdida de vegetación que ha experimentado. Lo anterior se logra gracias a la combinación entre bandas que responden con mayor contraste al paso del incendio, como el infrarrojo cercano, donde la reflectividad cae debido a la pérdida de vegetación saludable, y al SWIR, en el cual la disminución del contenido de humedad, el incremento en el suelo desnudo y una menor presencia de sombras, reporta un incremento de reflectividad (Hunt y Rock, 1989).

Otro índice que suele ser ocupado para establecer diferencias entre zonas quemadas y zonas no quemadas es el *Burned Area Index* (BAI), definido por Martín *et al.* (1998). Con él se logra establecer un mejor realce entre áreas incendiadas, a partir del cálculo de distancias espectrales de cada píxel a un valor de convergencia que suelen presentar las áreas quemadas (Chuvieco *et al.*, 2002).

$$BAI = \frac{1}{(\rho_{cR} - \rho_R)^2 + (\rho_{cIRC} - \rho_{IRC})^2}$$

Donde:

ρ_{cIRC} = reflectancia en el infrarrojo cercano

ρ_R = reflectancia en el rojo

ρ_{cR} Y ρ_{cIRC} = valores de convergencia que adoptan los pixeles quemados sobre las bandas del rojo e infrarrojo cercano. Se definen como 0.1 y 0.06 respectivamente.

Con el índice BAI podremos ver las superficies quemadas resaltadas entre las regiones espectrales del rojo a infrarrojo cercano, al enfatizar la señal de carbón en las imágenes posteriores al incendio. Al observar una imagen con el índice BAI aplicado, los valores más altos corresponderán a las áreas quemada, por tratarse de la inversa de la distancia (Gómez y Martín, 2008).

2.3.5 Evaluación multitemporal de la severidad del fuego

El grado de severidad de quemado, puede obtenerse in situ al observar los niveles de daño en los distintos estratos vegetales. Sin embargo, estudiar severidad a partir de la reflectividad espectral de las zonas incendiadas presenta ventajas operativas al ser una técnica que permite abarcar con extrema rapidez grandes áreas, aun contando con presupuestos económicos reducidos. Gracias a esas ventajas es que de forma regular se lanzan mejores modelos, técnicas e índices para determinar severidad a partir de datos espectrales (Llovería *et al.*, 2014).

Respecto a la evaluación de la severidad *in situ*, autores como Larson y Franklin (2005) han investigado variables como la mortalidad vegetal. También existen estudios que evalúan la cantidad de copas que son consumidas durante un incendio (Vega *et al.*, 2008), o determinan variables como la humedad (Ferguson *et al.*, 2002). Otros estudios incluso consideran como un indicador de severidad al diámetro de aquellas ramas que logran prevalecer tras el fuego (Keeley *et al.*, 2008), o bien, los patrones de señal que arroja el fuego a determinada altura (Edwards *et al.*, 2013), así como la profundidad de los estragos del fuego sobre suelo (Chafer, 2008). En resumen, hablamos de identificar el cómo un incendio afecta a la materia orgánica presente en los suelos, o bien, a la vegetación (Llovería *et al.*, 2014).

En particular a la evaluación de severidad a partir de la reflectividad espectral, autores como Key y Benson (1999) han evaluado los efectos del fuego usando índices como el *Composite Burn Index* (CBI), con el cual se obtiene valores promedio de severidad para distintos niveles de altura en el estrato arbóreo (Llovería *et al.*, 2014). Visto lo anterior, el estudio del fuego a partir del espectro óptico permite monitorear el cambio de reflectancia a costa de factores como la alteración del contenido de humedad, la aparición de suelo desnudo o la pérdida de vegetación (Llovería *et al.*, 2014).

Delta NBR

Índices como el NBR se pueden incorporar para una medición multitemporal como un delta NBR (Key y Benson, 2006), en la cual se decida estudiar un incendio dentro de las 8 semanas que conforman una “evaluación inicial”, o bien realizar la “evaluación extendida”, para lo que deberemos incorporar al análisis una imagen satelital post fuego de la primera estación de regeneración (Llovería *et al.*, 2014).

El índice dNBR o *Differenced Normalized Burn Ratio* (Key y Benson, 2005), no es más que una evolución con enfoque multitemporal del ya establecido NBR, con el cual se puede evaluar el nivel de daño ocasionado por un incendio en hasta 4 niveles de daño o clases de severidad (baja, moderada-baja, moderada-alta y alta), estimadas a partir de una comparación entre las condiciones previas al fuego e inmediatamente después del incendio para un área de estudio (Figura 7). Incluso, permite captar las diferencias entre los distintos efectos que un solo incendio puede causar dentro de una sola superficie (Martínez *et al.*, 2013).

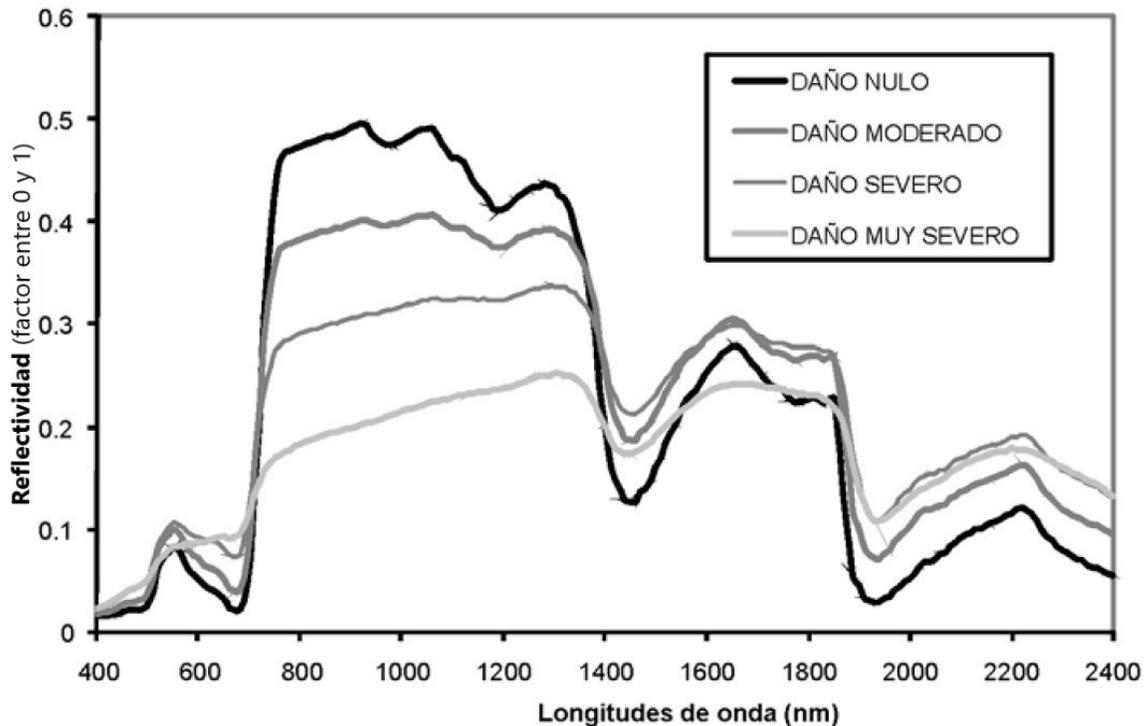


Figura No. 7. Cambios en la firma espectral de la vegetación en respuesta al nivel de daño sufrido por un incendio (De Santis y Vaughan, 2009).

Las clases de severidad establecidas para el dNBR están basadas en la propuesta del USGS dentro del proyecto *National Burn Severity Mapping Project*, y están construidas de esa manera para permitir una mejor separación de las distintas porciones de un área quemada, de acuerdo con sus grados de afectación. Con este índice es posible crear categorías a partir

de los mismos umbrales, siempre y cuando el fuego se halla suscitado en tipos de vegetación parecidos (Miller *et al.*, 2009), y todo si la necesidad de tener que estar obteniendo datos para calibrar cada uno de los incendios investigados.

Los valores que toma cada rango de severidad y regeneración post-incendio fue fijado por el proyecto FIREMON (Lutes *et al.*, 2006), y están detallados en la Tabla 6 a continuación.

Tabla No. 6. Valores de severidad y regeneración post-incendio.* $\Delta NBR = NBR 2 - NBR 1$ (1 y 2 son las dos fechas que se comparan).

Nivel	Intervalo de ΔNBR
Alta regeneración	< -0.5
Media regeneración	-0.5 a -0.25
Baja regeneración	-0.25 a -0.1
No quemado	-0.1 a 0.1
Baja severidad	0.1 a 0.27
Moderada -baja severidad	0.27 a 0.44
Moderada-alta severidad	0.44 a 0.66
Alta severidad	>0.66

*Elaboración propia con base a proyecto FIREMON (Lutes *et al.*, 2006).

La evaluación de la severidad también depende mucho de la inmediatez con la cual se muestrean los efectos de un incendio tras arrasarse un sitio. Si medimos la severidad en las primeras 8 semanas tras ocurrir el incendio, podremos obtener datos que reflejen un panorama completo de los efectos sobre el ecosistema, ya que los elementos biofísicos y meteorológicos del ambiente aún no diluyen o alteran los efectos del fuego (Key, 2006; Llovería *et al.*, 2014). Caso contrario, cuando decidimos medir la severidad después de transcurrida la primera estación de regeneración vegetal post-incendio. Ahí podemos darnos cuenta de aquellas plantas que inmediatamente después del fuego parecían haber resistido sus efectos, pero que terminaron pereciendo por daños en sus raíces o en el cambium. Además, se puede conocer qué vegetación en apariencia consumida por el fuego, logró sobrevivir gracias a que sus raíces o tallos permanecieron viables y rebrotaron (Botella y Fernández, 2017).

2.3.6 Análisis mediante interpretación visual

Al momento de realizar una inspección visual del contenido de una imagen satelital, contamos con la ventaja de poder tener un contexto completo sobre las condiciones de disposición, estructura y textura de la superficie, y con ello ser capaces de discernir entre dos tipos de superficie que poseen una respuesta espectral parecida, un aspecto que de por sí es complicado en el ámbito digital (Ordoñez y Serna, 2015).

La interpretación visual es bastante útil para evaluar áreas quemadas gracias a que es un método en el cual, a partir de una combinación espectral de bandas, podemos ubicar y registrar el área arrasada por un incendio. Esta técnica de análisis de imágenes satelitales

semejante a la fotointerpretación nos da la oportunidad de efectuar una interpretación multiespectral, con la cual las distintas características y condiciones de la superficie quedan evidenciadas con una tonalidad distinta para cada elemento. De ahí que sea posible diferenciar claramente un área incendiada del resto (Masot *et al.*, 2016).

Hay que hacer notar que, a parte de la interpretación multiespectral, la técnica de análisis visual de imágenes satelitales también es posible a través de una fusión pancromática, en la cual para una imagen satelital con una resolución espacial que en el caso de Landsat 8 es de 15 metros, se lleva a cabo la fusión entre las bandas multiespectrales y la banda pancromática que en ese mismo satélite porta una resolución espacial de 15 metros. Esto mejora notablemente el detalle con el cual se realizan trabajos de edición sobre el lienzo (Masot *et al.*, 2016). La mejora en la resolución percibida a través de una fusión pancromática, también se puede lograr al equiparar la resolución de todas las bandas usadas para un satélite en especial, llevando aquellas bandas de una menor resolución espacial (por ejemplo 20 m para las bandas 5, 6, 7, 8ª, 11 y 12 en Sentinel-2) hacia la resolución propia de las bandas que mayor detalle ofrecen (como los 10 m de las bandas 2, 3, 4 y 8 en Sentinel-2), todo ello con operaciones de remuestreo digital.

Como último punto, hay que destacar que Masot *et al.* (2016), recomienda que al hacer trabajos de identificación de incendios forestales, se utilicen combinaciones de bandas RGB con el infrarrojo medio, infrarrojo de onda corta e infrarrojo cercano respectivamente (lo que serían las bandas 7-6-5 en Landsat 8 OLI). Del mismo modo puede resultar provechoso aplicar la combinación RGB con el infrarrojo medio, infrarrojo cercano y el rojo (o bien 7-5-4 en Landsat 8 OLI).

2.4 Métodos para cartografiar áreas quemadas

En las últimas décadas se han perfeccionado los métodos basados en el uso de imágenes de satélite, para poder estimar a escala regional o global la cantidad de vegetación afectada por un incendio forestal, así como representar zonas quemadas en mapas temáticos (Giglio *et al.*, 2006, 2009; Roy *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2004; Tansey *et al.*, 2004, 2008). Si nos fijamos en los sensores satelitales más usados para estudiar el fuego y cartografiarlo, destacan instrumentos como ERS-ATSR, NOAA-AVHRR, SPOT-VGT y Terra y Aqua MODIS, los cuales tienen resoluciones espaciales que van desde los 250m por pixel hasta 1km, resoluciones espectrales subdivididas en regiones de entre 2 y 7 bandas, o bien, amplios márgenes de cobertura espacial, rondando entre los 512km y los 3000km por captura (Oliva, 2009).

Entonces, debido a la gran diversidad de técnicas específicas para la cartografía de zonas incendiadas, se les ha clasificado a estas según el criterio que siguen, ya sea el uso de puntos de calor, si realizan análisis multitemporales o simples, si llevan a cabo clasificaciones supervisadas, si establecen umbrales, si hacen uso de índices espectrales, si toman en cuenta la textura de la superficie, si elaboran la cartografía en varias fases, etc. (Oliva, 2009).

En resumen, podemos acotar las distintas formas de abordar el tema de cartografiar áreas quemadas a la propuesta de Giglio *et al.* (2009), que agrupa las distintas técnicas utilizadas en tres categorías:

1. Metodologías basadas en la detección de incendios activos.
2. Metodologías híbridas, que combinan focos activos con análisis de reflectividad.
3. Metodologías que incorporan el análisis de reflectividad e índices espectrales.

2.4.1 Estimaciones a partir de focos de calor

El término “foco de calor” o “punto de calor” es usado para establecer zonas cuya superficie arroja valores de temperatura atípicos. Si tomamos en cuenta que en un incendio pueden registrarse temperaturas que oscilan entre los 300°C y los 1500°C, es posible calibrar un umbral para un sensor satelital capaz de detectar la energía emitida por la superficie en regiones espectrales como infrarrojo medio e infrarrojo térmico. Si el sensor registra un punto que sobrepasa cierto umbral de temperatura, se concluye la probable presencia de un incendio en curso para esa ubicación (Giglio *et al.*, 1999; 2003).

Los estudios sobre áreas quemadas ocupando puntos de calor, fueron los pioneros en el campo de la cartografía y cuantificación de zonas afectadas por fuego. Hoy día los puntos de calor siguen siendo ampliamente utilizados para establecer un aproximado de áreas quemadas (Giglio *et al.*, 2006; Van Der Werf *et al.*, 2003, 2004), aun cuando en los últimos años se han creado técnicas que mejoran el análisis de los patrones espaciales y temporales de las cubiertas incendiadas (Roy *et al.*, 2002).

La base de datos más usual para obtener registros de anomalías térmicas es la del Sistema de Información de Incendios para el Manejo de Recursos (FIRMS, por sus siglas en inglés), o al menos si hablamos de puntos de calor para estudiar el fuego en áreas naturales protegidas. FIRMS dispone de puntos de calor de *MODIS Rapid Response* (Davies *et al.*, 2008), así como de puntos provenientes del sensor infrarrojo VIIRS (NRT) VNP14IMG, instrumento del satélite *Suomi-National Polar-orbiting Partnership* (S-NPP). La plataforma FIRMS ha ofrecido datos a nivel mundial desde el año 2001 hasta la actualidad (FIRMS, 2021; SIB, 2016).

El método de detección que utilizan estos instrumentos dedicados a recabar puntos de calor, es el de algoritmos contextuales, con el cual se compara la temperatura de brillo de un pixel sospechoso y la de los pixeles vecinos, contra valores umbrales característicos del fuego activo para las regiones espectrales de entre 4 μm y 11 μm (Giglio, 2013). Para un registro térmico, la ubicación del foco de calor corresponde al centro del píxel. MODIS tiene pixeles de casi un kilómetro por lado mientras que en VIIRS son de 375m por lado. Para el caso de VIIRS, el algoritmo actúa sobre los cinco canales con resolución espacial de 375 m, con lo cual logra aislar cuerpos de agua, tierra y nubes. Ahora bien, dentro de un pixel, ya sea de un kilómetro de ancho o de 375 m, podría suceder uno o más incendios distintos al mismo tiempo (FIRMS, 2021; SIB, 2016).

2.4.2 Metodologías híbridas

En estas metodologías los puntos de calor se tratan como una capa auxiliar para determinar si un pixel se selecciona como quemado o no, o bien para corroborar como incendios aquellos polígonos delimitados como áreas quemadas a partir de otra técnica (Oliva, 2009).

2.4.3 Metodologías que sólo utilizan bandas e índices espectrales

Estas metodologías consisten en el empleo de umbrales fijos, o de algoritmos predictivos, y se pueden clasificar acorde al sensor satelital que provee la información, ya sea AVHRR-NOAA, ERS-ATSR, SPOT-VGT, MODIS o Landsat TM/ETM/OLI. La ventaja principal que ofrece el uso de la reflectividad de la imagen comparado a los puntos de calor, es que para capturar estos últimos a veces puede que la cobertura temporal del satélite o la presencia de nubes no permita registrar la anomalía térmica mientras se presentaba, cuestión que desde el análisis de reflectancias si se puede saber estudiando la huella que dejan los incendios (Oliva, 2009).

CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra de Manantlán se localiza al suroeste del estado de Jalisco (entre 19° 27' y 19° 42' Latitud N, y entre 103° 51' 12" y 104° 27' 05" Longitud O). Es un territorio montañoso que comprende una sección de la Sierra Madre del Sur cerca de su cruce con el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre Occidental (INE, 2000).

Se ubica al norte entre municipios como Autlán de Navarro, Casimiro Castillo, Cuautitlán, Tolimán y Tuxcacuesco, pertenecientes al estado de Jalisco. Al sur cubre localidades como Cuzalapa, Ayotitlán, y Telcruz en Jalisco, y limita con municipios como Minatitlán y Comala del estado de Colima (Figura 8). Su extensión es de 139,577 ha, de las cuales el 90% se distribuyen dentro del estado de Jalisco, mientras que el 10% restante se ubican dentro del estado de Colima (INE, 2000).

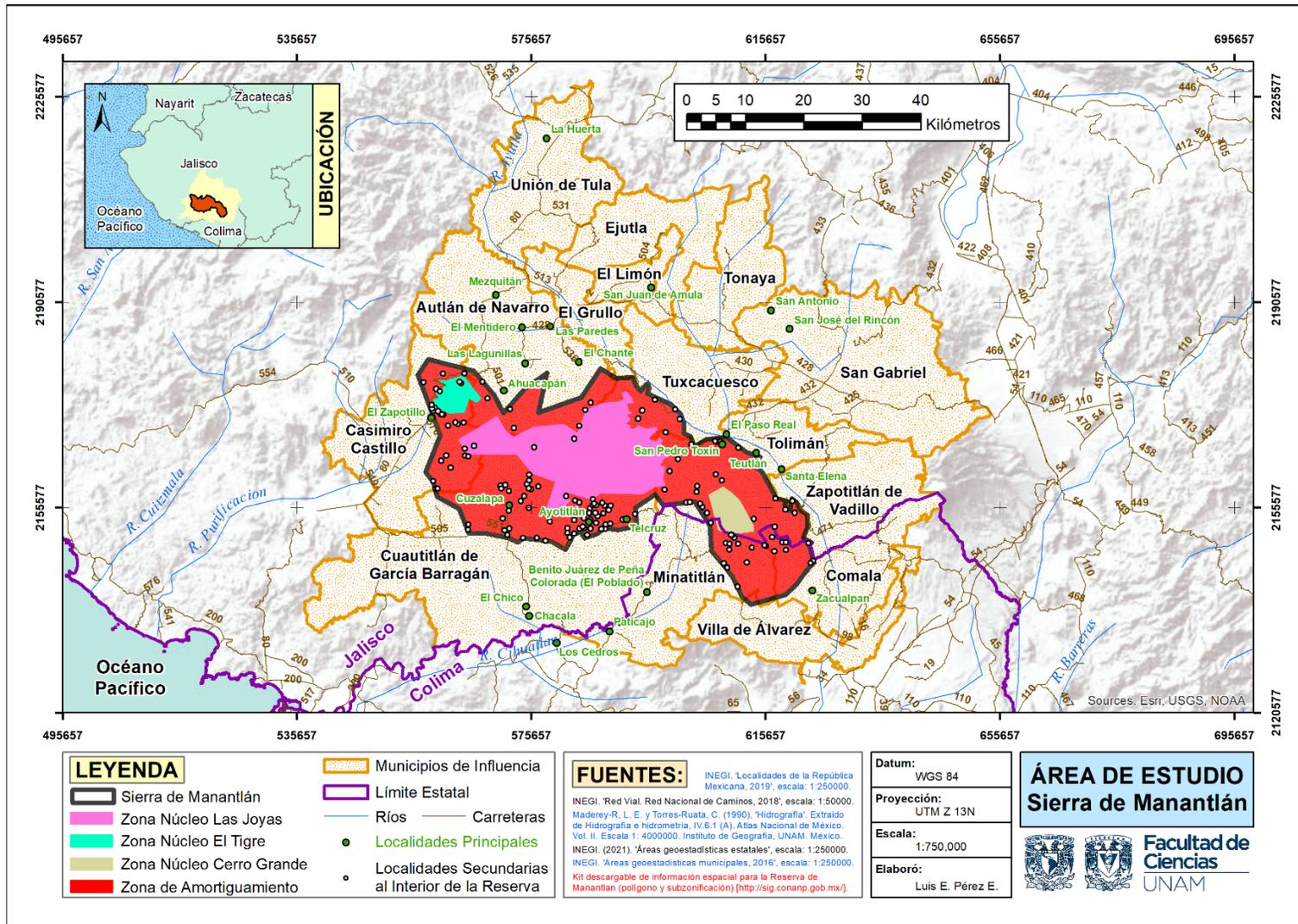


Figura No. 8. Mapa de ubicación de zona de estudio. Elaborado con base en: (INEGI, 2019); (INEGI, 2018); (Maderrey-Rascón y Torres-Ruata, 1990); (INEGI, 2021a); (INEGI, 2016); (CONANP, 2022).

3.1 El ANP Sierra de Manantlán: Antecedentes

El interés por proponer a la Sierra de Manantlán como un área protegida, surgió a finales de los 70's, tras el descubrimiento de la milpilla (*Zea diploperennis*), la cual se trataba de una especie endémica de teocintle (Iltis *et al.*, 1979). A partir de ahí fue que científicos de las universidades de Guadalajara y Wisconsin recorrieron la Sierra y se encontraron con que la elevada riqueza biológica que se encontraba ahí, necesitaba de alguna categoría de protección para poder conservarla (Guzmán, 1985).

Una de las primeras acciones encaminadas a garantizar protección legal para la Sierra de Manantlán, fue el establecimiento de la Estación Científica Las Joyas, fundada en 1984 dentro de un predio de 1250 ha. La estación quedó ubicada dentro de lo que hoy es la zona núcleo Las Joyas, y en aquel entonces fue el primer sector territorial de toda la Sierra en contar con protección oficial (Diario Oficial del Estado de Jalisco, 1984).

Un año después, en 1985, la estación Las Joyas pasaría a convertirse en el Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad (IMECBIO), de la Universidad de Guadalajara, el cual se dedicaría a realizar estudios ecológicos y sociales sobre la Sierra de Manantlán. Dentro de los objetivos del IMECBIO, también estuvo la formación de nuevos científicos, el involucramiento de las localidades cercanas, la colaboración con las instituciones de gobierno y el fomento de un programa de conservación (INE, 2000).

Dos años después, en marzo de 1987, se decretó de manera oficial la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), con el área que mantiene hoy día (INE, 2000), y que es considerada como el área protegida más extensa y con mayor biodiversidad del Occidente de México (Hernández, 1991). Cabe destacar que para el estado de Jalisco la RBSM representa el 65% de su total de áreas bajo alguna categoría de protección, mientras que para Colima es el 70% (INE, 2000).

Al año siguiente de ser declarada la Sierra de Manantlán como reserva de la biosfera, fue incorporada la Red Internacional de Reservas del Programa del Hombre y la Biosfera (MAB) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (Ruiz, 2010), pero no fue sino hasta noviembre del año 2000 que la RBSM pudo tener su primer plan de manejo. Este último fue elaborado por la Universidad de Guadalajara como uno de los objetivos del ya establecido Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad (INE, 2000).

3.2 Zonificación

Dentro del decreto oficial de la RBSM, se han establecido algunos lineamientos que regulan el uso de suelo y recursos naturales, pero mantiene la propiedad de la tierra que asignada a 80 predios privados y 31 comunidades agrarias. Además, siguiendo los lineamientos de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), la RBSM se ha subdividido en tres zonas núcleo (Las Joyas, El Tigre, y Cerro Grande) cuya superficie

conjunta es de 41,898 ha, una zona de amortiguamiento de 97,672 ha y una zona de transición de 557,143 ha al exterior de la RBSM (Graf *et al.*, 2003).

Dentro de la subzonificación de la RBSM, se han designado las zonas núcleo como espacios de investigación, educación y restauración de efectos causados por incendios, o algún otro derivado a los usos anteriores al decreto oficial, como pastoreo, explotación forestal o agropecuaria. Por su parte, en la zona de amortiguamiento se busca que se cumpla una relación entre lo ecológico y el ámbito social, que lleve a un uso sostenible de los recursos naturales (MAB-UNESCO, 2012).

En cuanto a la zona de influencia o transición, el programa de manejo contempla 15 municipios cuya población asciende a unos 691,901 habitantes, para los cuales la Sierra de Manantlán y sus ecosistemas les proveen de recursos naturales y regulación ambiental (MAB-UNESCO, 2012). Esos municipios quedan repartidos entre los estados de Jalisco y Colima de la siguiente manera (MAB-UNESCO, 2012):

Para el Estado de Jalisco

- Autlán de Navarro
- El Grullo
- Ejutla
- El Limón
- San Gabriel
- Tolimán
- Tonaya
- Tuxcacuesco
- Unión de Tula
- Zapotitlán de Vadillo
- Casimiro Castillo
- Cuautitlán de García Barragán

Para el Estado de Colima

- Comala
- Minatitlán
- Villa de Álvarez

3.3 Aspectos geológicos, geomorfológicos y de suelo

El territorio que comprende la RBSM, está emplazado dentro de la sección noroeste de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur, que de acuerdo a Ferrusquía (1993), es la zona con los afloramientos rocosos más antiguos, convirtiéndola en el área de mayor complejidad geomorfológica y litológica.

La composición rocosa es muy variada según la zona de la RBSM, pero de forma general (Ruiz, 2010):

- El este de la RBSM está conformado por rocas ígneas intrusivas en las áreas de laderas bajas por rocas ígneas intrusivas, ya sean intermedias, ácidas o basalto, tanto en dirección norte como sur.

- Continuando en el este, pero en las zonas elevadas, hay rocas ígneas extrusivas, ya sea ácidas, intermedias, riolita, basalto, andesita, brecha volcánica y toba.
- En el caso de la zona oeste, como una consecuencia de la erosión de laderas hacia el río Ayuquila-Armería, se encuentra una gran cantidad de caliza con arenisca-conglomerado, así como suelos aluviales.
- En el sector oeste de la Zona núcleo Cerro Grande, hay una región de contacto entre calizas y rocas ígneas de la Sierra de Perote.

Por último, en cuanto a los tipos de suelo predominantes en la RBSM, destacan los regosoles, cambisoles y litosoles, sin embargo también podemos encontrar otros tipos de suelo como acrisol, luvisol, feozems, cambisol, fluvisol, regosol, litosol y rendzinas (Cruz, 1989; Jardel, 1990; Lorente, 1992).

3.4 Topografía

La región que comprende la RBSM se caracteriza por tener un relieve montañoso, combinado con valles intermontanos y llanuras (Figura 9). Prevalece un terreno bastante disectado por fracturas, cauces y barrancas de gran pendiente. Hacia el centro de la RBSM, en la zona de mayor elevación, hay múltiples lomeríos y planicies (MAB-UNESCO, 2012).

En cuestión altitudinal, el sector oeste de la RBSM cuenta con un gradiente de elevación entre los 400-2860 msnm, siendo el punto más bajo el valle de La Resolana en el municipio de Casimiro Castillo. Mientras tanto, los puntos más elevados de este sector e incluso de toda la RBSM corresponden al Cerro de las Capillas, el Alto de San Jerónimo y el Cerro del Muñeco (MAB-UNESCO, 2012).

Para el sector Este de la RBSM destaca el domo de Cerro Grande, ubicado precisamente en la Zona Núcleo Cerro Grande, el cual abarca unas dimensiones bastante generosas (25 km a lo largo y 15 km a lo ancho). Los puntos de altitud más bajos que se reportan para Cerro Grande rondan los 600 msnm, mientras que el más alto llega hasta los 250 msnm, representando así el rango altitudinal completo para el sector este. También destaca el Cerro de En medio, que presenta rangos de elevación muy pronunciados desde los 700-1000 msnm, hasta los 2000-2300 msnm. Ambas montañas son de origen calcáreo (MAB-UNESCO, 2012).

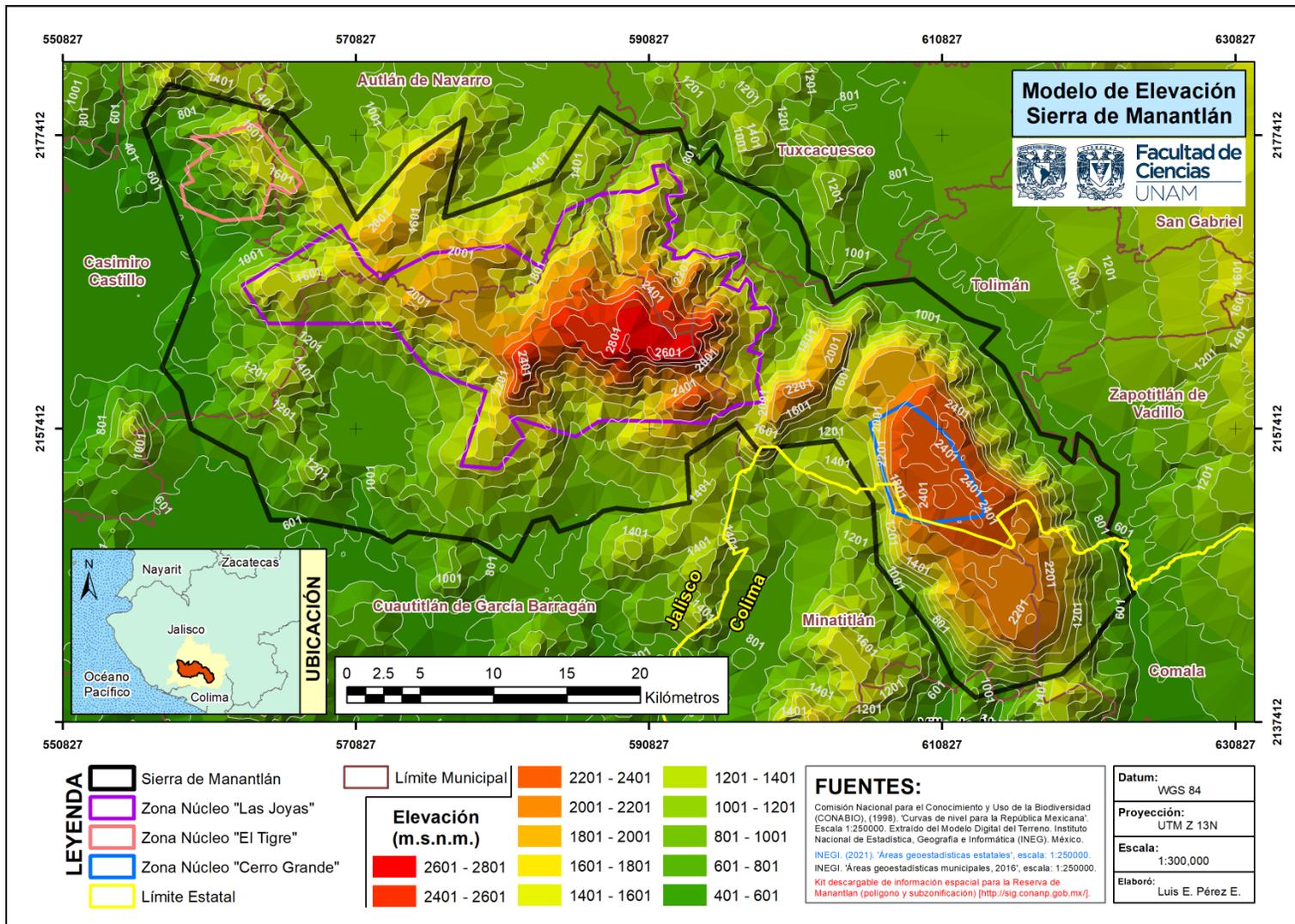


Figura No. 9. Modelo de elevación para la Sierra de Manantlán. Fuente: Elaborado con base en CONABIO (1998).

3.5 Clima

El clima en la RBSM está condicionado por varios factores, siendo el primero la ubicación de la RBSM próxima al límite norte de la región intertropical. A este factor se le suma su cercanía con la zona costera, el amplio gradiente de elevación o la influencia de la sombra orográfica. Todo ello justifica la gran biodiversidad de la zona (INE, 2000), además de la prevalencia de climas como (Figura 10): el cálido subhúmedo con algunos bolsones secos en zonas bajas, y para las zonas altas los climas templado húmedo y seco subhúmedo (Udvardy, 1975).

La temperatura media anual en la RBSM ronda entre 10°C y 22°C, salvo para la zona cercana al Municipio de Casimiro Castillo donde llega hasta los 28°C. El mes más caliente es junio mientras que el más frío corresponde a enero (Martínez *et al.*, 1991). En el caso de la precipitación, los valores más altos se suelen registrar en las cercanías a Cuautitlán y Cuzalapa (zona suroeste), estando por encima de los 1700 mm. Por su parte, la zona seca arroja valores entre los 600-800 mm para toda la franja norte de la RBSM, desde Zapotitlán por el Este hasta Autlán por el Oeste (INE, 2000).

Como último punto, el mes más lluvioso para la zona norte y noreste de la Sierra de Manantlán es julio, mientras que en el sector más próximo a la costa es septiembre. Con ello se puede establecer de forma general que el periodo de lluvias dura unos 4 meses, los cuales transcurren de mediados de junio a principios de octubre. En cambio, la temporada de estiaje ocurre entre febrero y mayo, siendo abril el mes más seco, aunque para la zona de La Cofradía, Apazulco, Las Piedras y Venustiano Carranza es el mes de marzo (Ruiz, 2010).

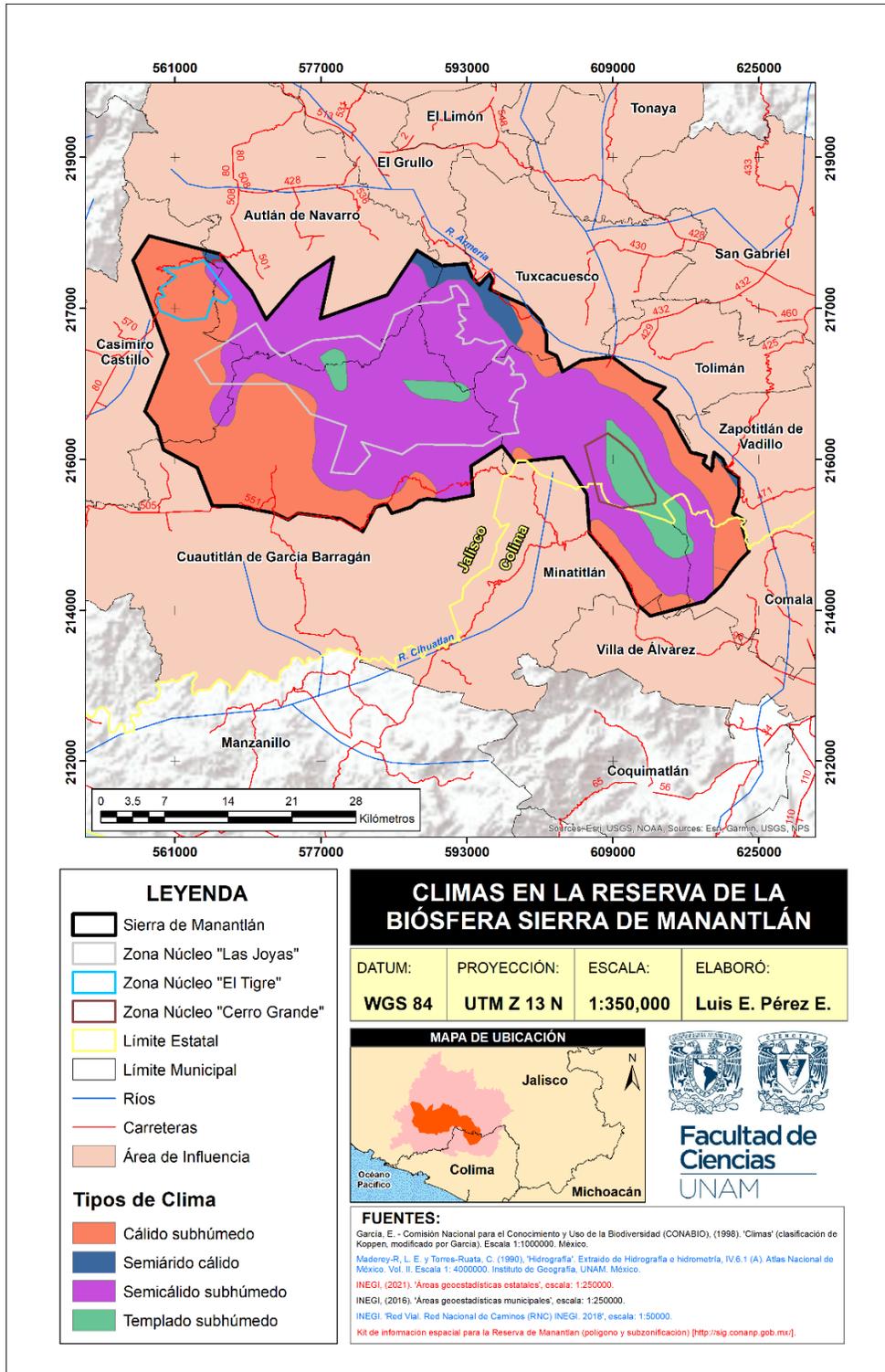


Figura No. 10. Mapa de tipos de clima presentes en la RBSM.
Fuente: Elaborado con base en García y CONABIO (1998).

3.6 Flora y fauna

Se estima que el 40% de las especies que hay en la RBSM son endémicas del territorio mexicano (Rzedowski, 1991), así como un 10% de las especies de flora vascular, que en el caso de Jalisco, representa un 45% de su flora nativa (MAB-UNESCO, 2012; Vazquez *et al.*, 1995). El endemismo más importante de la RBSM es el teocintle diploide perenne (*Zea diploperennis*) (Iltis *et al.*, 1979), pero también se tienen reportadas 36 especies de aves endémicas de México (Ruiz, 2010), 16 especies de peces (4 nativas de la región), 85 especies de reptiles y anfibios (13 endémicas del occidente de México y 4 amenazadas o en riesgo de extinguirse (MAB-UNESCO, 2012).

Asimismo, se ha descrito que en la Sierra de Manantlán hay 110 especies de mamíferos, lo que representa hasta un 25% de especies de mamíferos que hay en México. También, Dentro de la Sierra se han descubierto otras especies como *Trochis noraminervae* (Cuevas y Carvajal, 1999), *Bursera macvaughiana* (Cuevas y Rzedowski, 1999). Para el caso de los insectos, Manantlán cuenta con 31 órdenes y 238 familias. Este último aspecto es interesante ya que en la RBSM se han descubierto 30 especies de insectos que hasta ese momento eran desconocidas para la ciencia (MAB-UNESCO, 2012).

En el caso específico de las plantas vasculares, en la RBSM hay más de 3000 especies correspondientes a 1000 géneros y 200 familias. Hay que hacer notar que, unas 30 especies de flora vascular se han visto únicamente en el territorio de la RBSM (MAB-UNESCO, 2012; Vazquez *et al.*, 1995). Dentro de la RBSM es posible atestiguar cómo el ser humano ha influido en el establecimiento de condiciones sucesionales en áreas para las cuales es común ver formaciones vegetales con una mezcla de plantas herbáceas, arbustivas, así como zonas agrícolas (Jardel *et al.*, 2004).

La RBSM cuenta con numerosos tipos de vegetación y uso de suelo (Figura 11), pero de manera general en el plan de manejo se exhibe que algunos se localizan de forma que, entre 1000 y 1800 metros sobre el nivel del mar hay un predominio de bosques secos de encino, mientras que por encima de 1800 msnm prevalecen bosques de pino-encino y encino-pino. Por encima de 1400 msnm es común encontrar el bosque mesófilo de montaña y ya más arriba de 2500 msnm hay bosque mixto de oyamel-pino-encino. Por su parte, en las zonas más húmedas de la RBSM en común hallar parches de selva mediana subcaducifolia (INE, 2000).

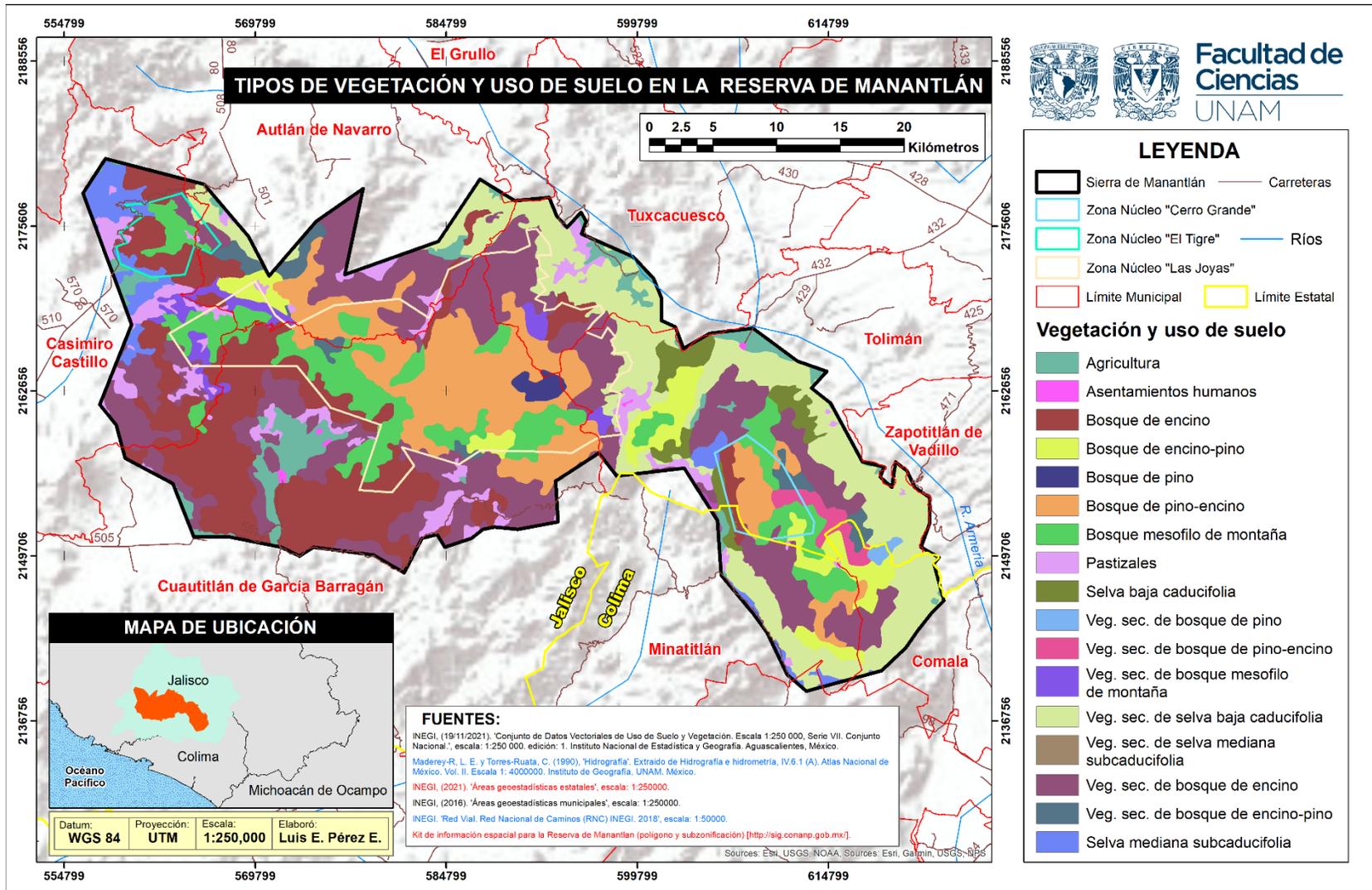


Figura No. 11. Mapa de tipos de uso de suelo y vegetación en la RBSM. Fuente: Elaborado con base en INEGI (2021b).

Por último, el porcentaje que cada tipo de vegetación ocupa respecto al área total de la RBSM, destaca al bosque de encino como el más predominante (Tabla 7), aunque otros usos de suelo como la selva baja subcaducifolia, el bosque de pino-encino y el bosque mesófilo de montaña también cuentan con proporciones generosas respecto al resto de usos de suelo.

Tabla No. 7. Superficie por tipo de vegetación en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*

Tipo de vegetación	Superficie	
	(ha)	%
Bosque de encino	55,256.5	39.59
Bosque de pino	703.1	0.50
Bosque de pino-encino	18,961.3	13.59
Bosque mesófilo de montaña	15,470.02	11.08
Selva mediana subcaducifolia	3,790.14	2.71
Bosque de encino-pino	7,764.91	5.56
Selva baja caducifolia	25,096.49	17.99
Agricultura	5,533	3.96
Pastizales	6,528.42	4.68
Asentamientos Humanos	167.99	0.12

*Fuente: (INEGI, 2021)

3.7 Hidrología

La Sierra de Manantlán se encuentra regiones hidrológicas 15 y 16 (costa de Jalisco y Armería-Coahuayana, respectivamente)(CONAGUA, 2018), y la zona de influencia está delimitada por las cuencas de los ríos Marabasco, Purificación y una parte del río Ayuquila-Armería (INE, 2000). De hecho, la cuenca del río Marabasco, cuyo origen radica dentro de la Sierra, abastece de agua a municipios como Cuautitlán, Cihuatlán y Minatitlán, y en parte a los de Manzanillo y Armería (Ruiz, 2010).

Al interior de la RBSM encontramos 15 subcuencas de las que derivan 2,440 corrientes. Solo 34 de esas corrientes son caudales permanentes, corriendo 18 hacia la parte norte y 16 hacia la zona sur (INE, 2000). Entre los tipos de drenaje más comunes se encuentran el dendrítico y subdendrítico, con presencia de patrones del tipo pinado y radial-centrípeto-kárstico (Cruz, 1989; Lorente, 1992).

Algunas localidades pertenecientes a municipios jaliscienses como Casimiro Castillo, El Grullo y El Limón se abastecen de agua de la RBSM. Del lado del estado de Colima, ciudades como Colima, Comala y Villa de Álvarez se abastecen del agua disponible en el manantial de Zacualpan, ubicado en los linderos de la Zona Núcleo Cerro Grande (Ruiz, 2010). En el caso particular de la montaña de Cerro Grande, destaca que por su naturaleza kárstica, casi no hay cursos de agua superficial (INE, 2000).

3.8 Aspectos Socioeconómicos

La RBSM contiene en su interior unas 45 localidades cuya población es de aproximadamente 8,860 personas. La mitad de esas comunidades pertenecen a los municipios de Cuautitlán y Tolimán. Alrededor del 97 % de la población al interior de la RBSM vive en zonas a no más de 1500 msnm, mientras que la zona de Cerro Grande es la única donde se puede encontrar gente habitando a más de 2,000 msnm. Asimismo, el 35% de la población dentro de Manantlán radica solo en la localidad de Casimiro Castillo, mientras que un 43 % vive en localidades de entre 500 y 4,000 habitantes. Del mismo modo, un 22 % de la gente vive en localidades dispersas de menos de 500 habitantes (MAB-UNESCO, 2012).

Gran parte de las localidades se dedican a cultivar maíz y frijol, así como a la ganadería, pesca, cacería, algún empleo asalariado o a la elaboración de artesanías (Gerritsen, 1995). Destaca también el cultivo de café como una de sus fuentes de ingreso más fuertes, pese a que esta actividad suele efectuarse de forma poco tecnificada (Ávila y De la Cruz, 2004, citado en MAB-UNESCO, 2012). Para el caso de la ganadería, el cultivo de pastos para el pastoreo es uno de los principales detonantes del cambio de uso de suelo, así como de múltiples problemas relativos al uso privado de bienes comunales (Gerritsen, 1995; Graf, 1992).

Uno de los rasgos más representativos del uso de suelo que hacen los pobladores dentro de la Sierra, es que todo el terreno potencialmente cultivable ya está dedicado al uso agrícola, y dado que el relieve es bastante irregular, se han adaptado las zonas de ladera para llevar a cabo agricultura de coamil (INE, 2000), haciendo uso principalmente del sistema de roza-tumba-quema (Sánchez *et al.*, 2002). Esta agricultura de ladera ha trascendido cada vez más a un modo de producción más extensivo y bajo el uso de agroquímicos, lo cual ha disparado los problemas de deforestación y erosión (Jardel, 1992).

Por último, los principales conflictos ambientales dentro de la Sierra de Manantlán, podrían resumirse en: erosión del suelo y la baja productividad agrícola, el sobrepastoreo y la generación de incendios forestales (INE, 2000). A saber del caso de los incendios, estos son originados principalmente por el uso del fuego para el desmonte, así como para el control de malezas en cultivos agrícolas y pastizales (Jardel, 1992).

3.9 Los incendios forestales en Manantlán

Las zonas que más han solido ser afectadas por incendios dentro de la Sierra de Manantlán son las laderas. Las quemas agrícolas, muchas veces para establecer cultivos ilegales, son uno de los mayores causantes de daños críticos por fuego (Tabla 8). Esto se exagera si hablamos de zonas altas como el sector centro-norte de la RBSM, entre la Zona Núcleo Las Joyas y la Zona de Amortiguamiento (Figura 12). Dada la alta recurrencia de incendios en dichas zonas, es que se ha determinado que el fuego ha degradado los ecosistemas ahí presentes, alterando el hábitat de muchas especies de fauna y al afectar zonas de renuevo (INE, 2000).

Tabla No. 8. Causas de los incendios forestales registrados entre 1996 y 2003*

Causa	Número	Porcentaje
Quemas agropecuarias	93	33.5
No determinada	90	32.4
Cultivos Ilegales	44	15.8
Incendiarrios	33	11.9
Paseantes	9	3.2
Rebrotos de incendios	4	1.4
Otras	3	1.1
Quema de basura	2	0.7
Total	278	100

*Adaptada de Jardel *et al.* (2004)

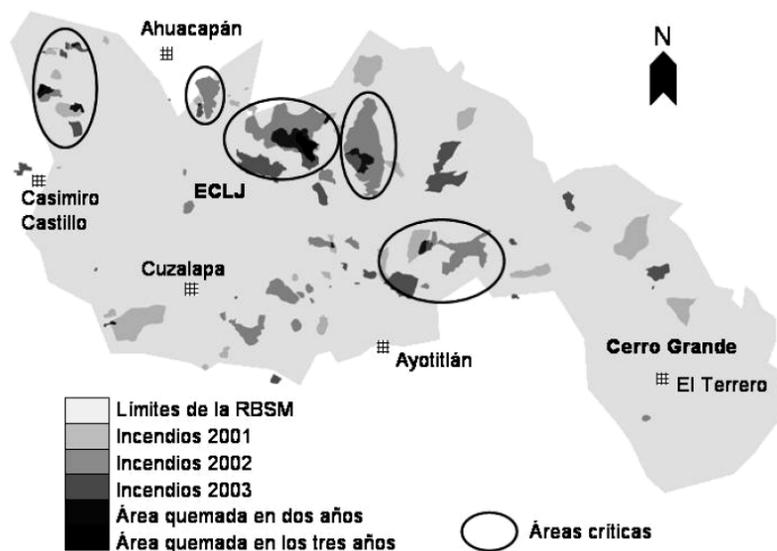


Figura No. 12. Localización de los incendios forestales registrados entre 2001 y 2003 y ubicación de las áreas críticas de alta incidencia de incendios (Castillo y Peláez, 2003).

Para el periodo comprendido entre 1995 y 2003, se encontró que resultaron afectadas por fuego unas 61,664.9 ha, con una media de $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha anuales (Tabla 9). El año 1998 fue el que mayor superficie quemada arrojó para el periodo 1995-2003 con 15,236.7 ha. Respecto a la superficie afectada año con año, se puede decir que las áreas quemadas han afectado entre un 2.1 % y un 10.9 % del territorio de la RBSM para dicho periodo de estudio. Asimismo, se ha reportado que para antes del periodo 1995-2003, el año de 1988 llegó a registrar hasta 18,000 ha quemadas (Jardel *et al.*, 2004).

Tabla No. 9. Número y superficie afectada por los incendios forestales registrados en el periodo 1995-2003¹

Año	Número de incendios	Superficie afectada (ha)	Superficie por incendio (ha)	
			Media	Moda
1995	49	6,449.8	131.6	150
1996	18	10,735.0	596.4	1500
1997	24	2,973.5	123.9	50
1998	41	15,236.7	371.6	100
1999	47	5,743.5	122.2	1
2000	26	5,949.0	228.8	250
2001	41	4,734.5	115.5	200
2002	38	6,572.3	173.0	30
2003	43	3,270.6	76.1	2
Media	36	6,851.7	189.2*	50*
**e	3.7	1,291.1	20.8	-

*Media y moda para el acumulado de incendios registrados en todo el periodo 1995-2003

**e Error estándar de la media

¹Adaptada de Jardel *et al.* (2004)

Entre otras cosas, del total de incendios ocurridos para el periodo 1995-2003, un 64.3 % afectó ecosistemas como el del bosque de pino-encino y bosque de encino, los cuales en su momento representaban el 53.7 % del territorio de la RBSM. Un 20.2 % de los incendios se distribuyó sobre las zonas de pastizal y matorral, mientras que, el 10.3 % de los incendios ocurrieron en las zonas de selva baja caducifolia (INE, 2000). Por su parte, el bosque mesófilo de montaña albergó apenas el 2.7 % de los incendios, caso similar al de la selva mediana subcaducifolia, con un 1.5 % de incendios dentro de su territorio (Jardel *et al.*, 2004).

Además, tal como lo explica Jardel *et al.* (2004), en el periodo 1995-2003 los incendios suscitados afectaron hasta un 53 % de los terrenos de propiedad privada, los cuales representan el 32 % de la superficie de la RBSM. El territorio restante está catalogado como propiedad comunal y ejidal, la cual registra el 47 % de la superficie siniestrada por fuego. De forma anual, estas cifras se desglosan arrojando que el 5.6 % de los bosques de propiedad privada, el 2.9 % de bosques comunales y el 2.2 % de los ejidales sufren los estragos del fuego en su territorio.

Entre las principales causas que explican las cifras anteriores, destaca la falta de control que se tiene sobre predios privados en temas como el uso de suelo, o la poca vigilancia cuando los propietarios no viven cerca. Del mismo modo, la falta de definición de los derechos de propiedad, completa la serie de causas que mantienen a la propiedad privada con un mayor porcentaje relativo de afectaciones por fuego con respecto a las comunidades agrarias, donde normalmente se esperarían las mayores cifras (Jardel *et al.*, 2004).

3.10 La Influencia del Fenómeno “El Niño” en la RBSM

El Niño es un fenómeno climático que sucede de forma irregular con ciclos que se presentan cada 2 a 7 años (Sheinbaum, 2003), y que provoca sequías prolongadas en las regiones tropicales. Esto sucede cuando los vientos alisios que habitualmente se dirigen desde la posición intertropical del continente americano hacia Oceanía, invierten su sentido al debilitarse tras el contacto entre la atmósfera y anomalías en la temperatura superficial del mar en el océano Pacífico, lo cual, afecta de manera evidente las costas de Sudamérica. Así, se provoca que las aguas cálidas próximas a Indonesia se movilicen hacia las costas de Sudamérica y de ahí hacia el Istmo de Panamá (Castillo *et al.*, 2003). Del mismo modo, en la atmósfera del Pacífico ecuatorial, los vientos del Este también pierden fuerza, ocasionando lluvias intensas en la zona de Ecuador y Perú como respuesta al transporte de nubes desde el sudeste asiático hacia Sudamérica. Estas alteraciones sufridas en la temperatura del océano y la circulación de los vientos, son las responsables de generar largas sequías en zonas tropicales, lo cual incentiva condiciones meteorológicas que dan paso a grandes incendios (Castillo *et al.*, 2003).

El Niño ha favorecido la generación de condiciones climáticas para la ocurrencia y propagación de incendios forestales, con resultados particularmente catastróficos en regiones tropicales y templadas del planeta. Pompa-García y Sensibaugh (2014) encontraron que *El Niño-Southern Oscillation (ENSO)*, por sus siglas en inglés), tiene conectividad con la ocurrencia de incendios en el estado de Durango. En el caso de la RBSM Cerano-Paredes *et al.* (2015) encontraron una relación entre el descenso en los niveles de precipitación y un aumento en la ocurrencia de incendios intensos. Asimismo, a partir de una reconstrucción histórica de los incendios en la RBSM para el periodo 1956-2010, se ha establecido que la variabilidad en los patrones de precipitación está influenciada por eventos intensos de El Niño y su contraparte La Niña (Cerano-Paredes *et al.*, 2013). También, se ha evidenciado que en años posteriores a sequías ocasionadas por eventos El Niño, han ocurrido temporadas históricas de incendios de gran intensidad en la RBSM (Balcázar, 2011; Jardel *et al.*, 2006). Además, Englehart y Douglas, (2001) han señalado que en el oeste de México, El Niño tiene una gran relevancia en las condiciones climáticas.

El Índice Oceánico de El Niño (ONI, por sus siglas en inglés) que brinda un seguimiento a la evolución histórica de El Niño, en décadas pasadas ha registrado eventos de intensidad relevante (Anexo 1). En 1982-1983, 1987-1988, 1991-1992 y en 1997-1998 registró episodios cálidos con entre fuertes y muy fuertes (GGWS, 2022). Previo al periodo en estudio de esta investigación, 1998 está categorizado como el año con mayor superficie afectada por incendios en la RBSM con 15,236.7 ha (Balcázar, 2011). Un rasgo importante es que tanto 1998, como 1988 mencionado anteriormente, y además 1983, han sido años con grandes y severos incendios en la RBSM, según estudios dendrocronológicos, que

coincidieron con amplias condiciones de sequía y altas temperaturas (Jardel, 1991; Jardel *et al.*, 2004). Lo anterior, resalta una fuerte relación entre la ausencia de lluvia y la presencia de fuego. Por otra parte, en el año de 1992, cuando en la RBSM llovió durante toda la temporada seca, no se registraron incendios (Jardel *et al.*, 2004). Las condiciones de sequía que han desencadenado temporadas de incendios históricas en la RBSM, han sido explicadas como consecuencia de los fuertes efectos de El Niño, las cuales fomentan la ocurrencia de incendios (Heyerdahl y Alvarado, 2003). De acuerdo con el ONI entre mayo de 2014 y junio de 2016 se registró el evento cálido El Niño más intenso que se haya suscitado, mayor que el registrado en 1997-1998 (Anexo 1). Este evento alcanzó el rango de muy intenso o “meganiño”, con valores de temperatura superficial del océano que alcanzaron los 2.6°C por encima del umbral que se consideraría normal (NOAA, 2022).

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

4.1 Revisión de fuentes de información

Se realizó una búsqueda de trabajos relacionados a la RBSM, para así contar con algún antecedente que sirviese para determinar los análisis más relevantes a efectuar en este proyecto. Con esto se buscó que este trabajo ofreciera perspectivas útiles en el manejo del área de estudio y reflejase aquellas zonas que se identificaran como las más relevantes.

A partir de lo anterior se encontró que autores como Jardel *et al.* (2004), Castillo y Peláez (2003) y Cerano *et al.* (2015) han estudiado incendios forestales en Manantlán, estableciendo un contexto general de la ocurrencia del fuego dentro del área de estudio. También se pudieron establecer algunas relaciones ecosistémicas a partir de trabajos como el de Jardel *et al.* (2003), Sánchez *et al.* (2003) o el de Cuevas *et al.* (1997).

Se consultó el Portal de Geoinformación (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>), del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), a fin de obtener información vectorial sobre la RBSM, tal como el archivo de usos de suelo y vegetación del INEGI serie VII, así como la capa vectorial sobre tipos de climas de García y CONABIO (1998), o bien, la versión más reciente disponible al 2021 para otras capas relativas a división política municipal, división política estatal, ríos, curvas de nivel, localidades y carreteras. También se hicieron consultas al portal del Sistema de Información Geográfica de las Áreas Naturales Protegidas (<http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/>) a cargo de la CONANP, a fin de recabar información relativa al decreto de la creación de la RBSM, su programa de conservación y manejo, archivos vectoriales con la zonificación y subzonificación del área de estudio, e información relativa a tipos de vegetación y catálogos de especies representativas y/o endémicas.

4.2 Obtención de datos espaciales de anomalías térmicas

Para definir la fecha de inicio y fin del periodo de estudio para cada año, se recopiló una serie temporal de datos vectoriales MCD14DL para anomalías térmicas o “hotspots”. Los datos recabados proceden del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo de los satélites Terra o EOS-AM (lanzado en 1999) y Aqua o EOS-PM (lanzado en mayo de 2002), y también de Suomi-NPP (*Suomi National Polar-orbiting Partnership*) con su sensor VIIRS (*Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*), los cuales fueron recabados del FIRMS (*Fire Information for Resource Management System*) EOSDIS (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/download/>). En total, se obtuvieron 1014 puntos de calor MODIS y 5080 puntos VIIRS para el área de estudio en el periodo 2016-2021.

Al desplegar los archivos de anomalías térmicas en el software ArcMap 10.5, se encontró que por lo regular la temporada alta de incendios para cada año podría iniciar entre los meses de marzo y abril, en donde comenzó a observarse la presencia o aumento de

anomalías térmicas en superficie. Por su parte, el fin de la temporada se estableció en la primera mitad del mes de junio, al descender abruptamente o desaparecer los registros térmicos. Esto último coincide con la entrada de la temporada de lluvias. Con base en las evidencias de incendio ofrecidas por los puntos de calor, y las imágenes satelitales disponibles para descarga en cada año, se delimitaron los periodos de estudio para cada temporada, seleccionando la fecha inmediata anterior al inicio de la proliferación de incendios forestales, así como la fecha inmediata posterior al cese de estos (Tabla 10). De esta manera se abarcó la mayor cantidad posible de días, y así incluir en cada análisis la totalidad o un número cercano a la totalidad de incendios ocurridos dentro de las fechas delimitadas para cada intervalo de estudio.

Tabla No. 10. Intervalos de análisis establecidos a partir de la exploración de puntos de calor

Año	Inicio de análisis	Fin del análisis
2016	30 de marzo	2 de junio
2017	2 de abril	5 de junio
2018	20 de marzo	23 de mayo
2019	13 de abril	22 de junio
2020	10 de abril	28 de mayo
2021	16 de febrero	6 de junio

4.3 Recopilación de imágenes satelitales para el periodo de estudio establecido

Para la realización de este estudio se utilizaron imágenes procedentes de Landsat 8 LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*), provisto de los sensores OLI (*Operational Land Imagen*) y TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), las cuales fueron obtenidas del USGS (*United States Geological Survey*) EROS Center (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Se recopilaron todas las capturas disponibles dentro de los intervalos de estudio anuales, resultando en un total de 29 imágenes Path 29 Row 47 para el periodo 2016-2021, de las cuales 25 presentan cobertura completa del área de estudio, 4 muestran cobertura parcial y 8 presentan algún grado de nubosidad.

Con el fin de realizar la validación de las áreas cartografiadas como quemadas, se utilizaron imágenes Sentinel S2A y S2B MSI L1C de mayor resolución espacial (hasta 10 m), las cuales fueron obtenidas del portal *Copernicus Open Acces Hub* (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Estas imágenes son captadas por el sensor MSI (*Multi-Spectral Instrument*), cuya resolución espectral abarca 13 bandas, cubriendo una longitud de onda desde VNIR a SWIR (442.7 - 2202.4 nm). Se obtuvieron un total de 66 imágenes satelitales para el periodo 2016-2021, destacando que, el volumen de imágenes Sentinel 2 obtenido es mayor al de Landsat 8, ya que en el primer caso es necesario 2 tomas

satelitales para completar la cobertura espacial del área de estudio por cada fecha, encima de contar con una mejor resolución temporal, lo que aumenta la disponibilidad de capturas.

Tanto para Landsat 8 como para Sentinel-2, se priorizó contar con disponibilidad de imágenes que mostrasen cobertura temporal completa y poca o nula nubosidad para cada una de las temporadas de incendios dentro del periodo de estudio. Asimismo, se procuró inspeccionar todas las imágenes disponibles, a manera de obtener aquellas que cubriesen espacialmente por completo el área de la RBSM y no depender de fusionar tantas imágenes con alguna otra toma. Cabe destacar que para los años 2019 y 2021, las imágenes Sentinel-2 ofrecieron una mejor cobertura del fenómeno de los incendios a comparación de las Landsat 8 OLI disponibles, por lo que se decidió estudiar ese par de años directamente sobre imágenes Sentinel-2.

4.4 Pretratamiento y preparación de las imágenes satelitales

4.4.1 Máscara de nubes

Lo primero que se hizo para habilitar las imágenes satelitales para su uso, fue identificar aquellas que tuviesen algún grado de nubosidad y aplicarles un tratamiento de enmascaramiento de nubes (Figura 13). Los pixeles que representan nubes podrían interferir con el proceso de calibración que se le aplique a cada imagen, por lo que es mejor excluirlos.

En la creación de la máscara se hizo uso de una región de interés (ROI, por sus siglas en inglés) elaborada a partir de un umbral de banda, utilizando la banda de infrarrojo cercano (NIR). Se desplegó el histograma para la banda NIR y se seleccionó el intervalo de valores que incluyeran a todos los pixeles que representaran nubosidad dentro de la inspección visual.

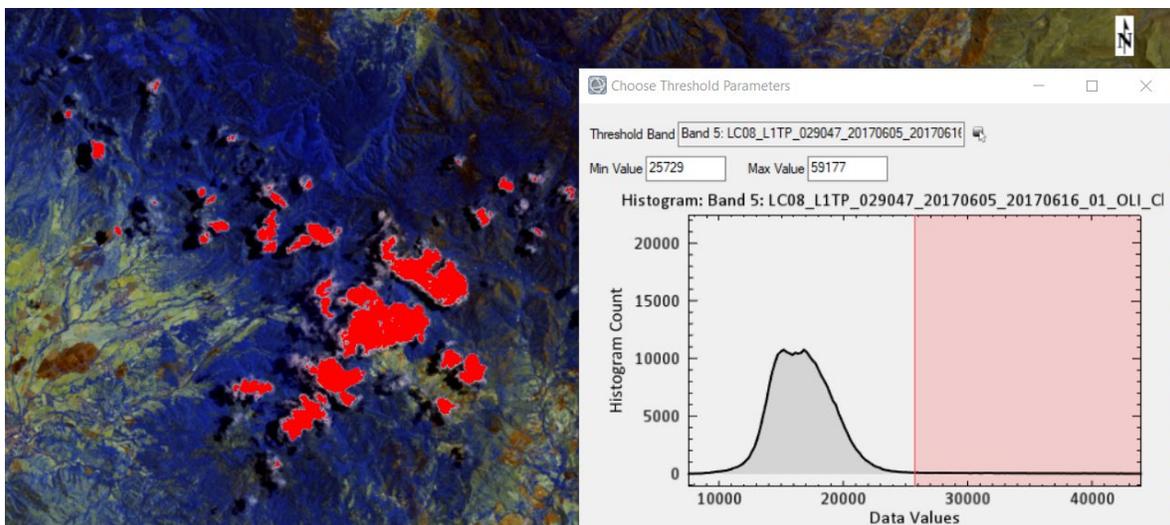


Figura No. 13. Proceso de enmascaramiento de nubes para una imagen Landsat 8 OLI del 05/06/2017.

Una vez elegido el umbral que mejor incorporara las nubes, se exportó la máscara y luego se aplicó a la imagen para eliminar esas zonas. En todas las imágenes a las que se les aplicó el proceso de enmascaramiento, se verificó que los valores del cursor, colocado sobre la región enmascarada, registraran la leyenda de “No Data”.

4.4.2 Pre-recorte y extracción del área de estudio

Con ayuda de sistemas de información geográfica (SIG), particularmente el software ArcMap 10.5, se procedió a crear un polígono rectangular que encerró el total de la RBSM más una zona de influencia. Dicho rectángulo tiene como coordenadas geográficas: 19.793° de latitud norte, 19.20° latitud sur, -104.988° longitud oeste y, por último, -103.50° longitud este. Se exportó en formato *shapefile*.

Luego, dentro del software ENVI 5.3, se desplegaron todas las imágenes Landsat 8 OLI recopiladas y se añadió el archivo *shapefile* que cubre el total del área de estudio, con el fin de recortar cada imagen a partir del molde que nos ofrece el *shapefile* (Figura 14). Al recortar las imágenes, se logró eliminar la información innecesaria y con ello, la velocidad en el procesado de cada escena se redujo drásticamente. A su vez, el número de líneas y columnas para todas las imágenes se mantuvo homogéneo.

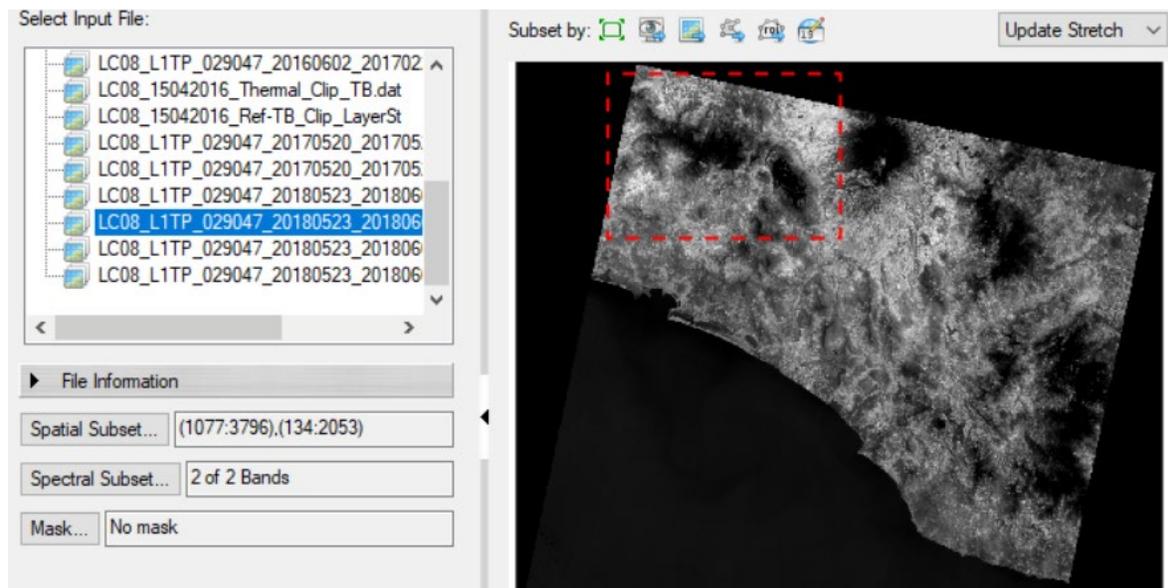


Figura No. 14. Proceso de recorte y extracción del área de estudio a partir de una imagen Landsat 8 OLI del 23/05/2018.

El proceso de recorte se aplicó tanto a las imágenes multispectrales como a las bandas térmicas (Figura 15), tras lo cual se exportaron en un archivo para cada uno de los dos tipos de bandas.

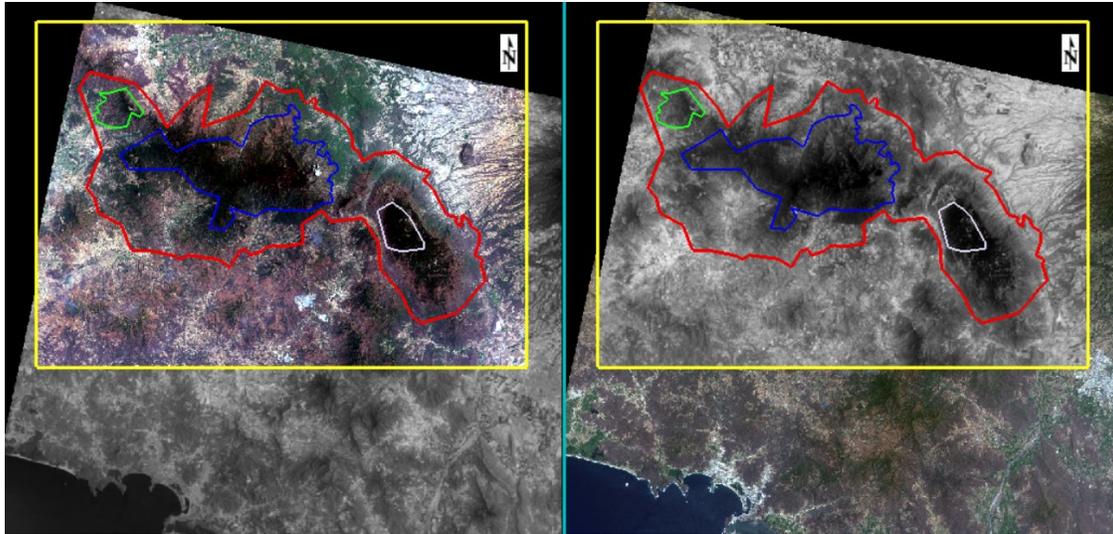


Figura No. 15. Escena recortada para una imagen Landsat 8 OLI del 23/05/18. A la izquierda las bandas multispectrales sobre la imagen térmica original y a la derecha las bandas térmicas sobre la imagen multispectral original.

4.4.3 Calibración radiométrica

Un requisito indispensable al usar percepción remota para estudios multitemporales es corroborar que, para una ubicación en específico, las imágenes satelitales a comparar deben estar situadas en el mismo punto. Del mismo modo, la escala de medida de la variable a contrastar entre ambas fechas debe ser la misma (Chuvieco, 2008). Asimismo, es necesario preparar las imágenes de modo que sus píxeles no presenten variaciones en los valores de reflectividad, que obstaculicen una representación fidedigna de la “verdad en campo” (Chuvieco, 2008; Salazar, 2019). Estas variaciones son generadas por la difusión y absorción que los gases en la atmósfera provocan sobre la radiación reflejada por la superficie (Liou, 2002), y se manifiestan en las imágenes como un efecto de “neblina”, restándoles contraste (Kaufman, 1989). Para solucionar eso, es necesario aproximar los niveles digitales de las imágenes satelitales a los valores que tendrían el en supuesto de una recepción ideal (Viedma y Chuvieco, 1994), mediante una corrección radiométrica (Figura 16).

Sobre todo para estudios multitemporales, las correcciones radiométricas son un requisito de vital importancia al tomar en cuenta que para dos imágenes satelitales de un mismo sitio pero fecha distinta, los factores ambientales que influyen en la información registrada en cada imagen no necesariamente son comparables (Chuvieco y Martín, 1998; Heredia *et al.*, 2003). Puede que sea necesario que las imágenes satelitales tengan que ser adaptadas a una determinada proyección cartográfica y en consecuencia al sistema de coordenadas asociado a la proyección. Esto último es posible al reconstruir la geometría de la imagen mediante un proceso de corrección geométrica (Gutiérrez y Nieto, 2006).

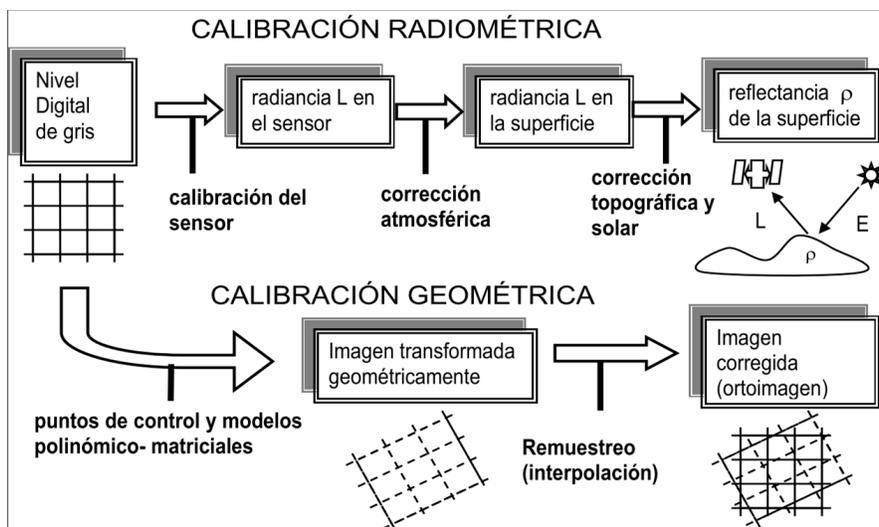


Figura No. 16. Proceso de calibración de la imagen digital (Gutiérrez y Nieto, 2006).

En el caso de las imágenes usadas para este estudio, no fue necesario aplicar una corrección geométrica, dado que ya cuentan con un nivel de procesamiento L-1C al ser descargadas, mismo procesamiento que incorpora la corrección geométrica. En otro sentido, Miller y Thode (2007) consideran que la dispersión atmosférica es despreciable en las bandas infrarrojas y, por tanto, no es necesario aplicar ningún tipo de corrección atmosférica.

Ahora bien, para aplicar los índices de evaluación de áreas quemadas, se hizo la calibración radiométrica de las imágenes Landsat 8 OLI recortadas (Figura 17). Se eligió una calibración de niveles digitales (ND) a reflectancia de la parte superior de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés), donde los valores de píxeles varían de 0 a 1.0 o bien, de 0 a 100. Inmediatamente después, se hizo una calibración de las bandas térmicas para cada imagen, en las cuales se hizo una calibración de niveles digitales a “temperatura de brillo”.

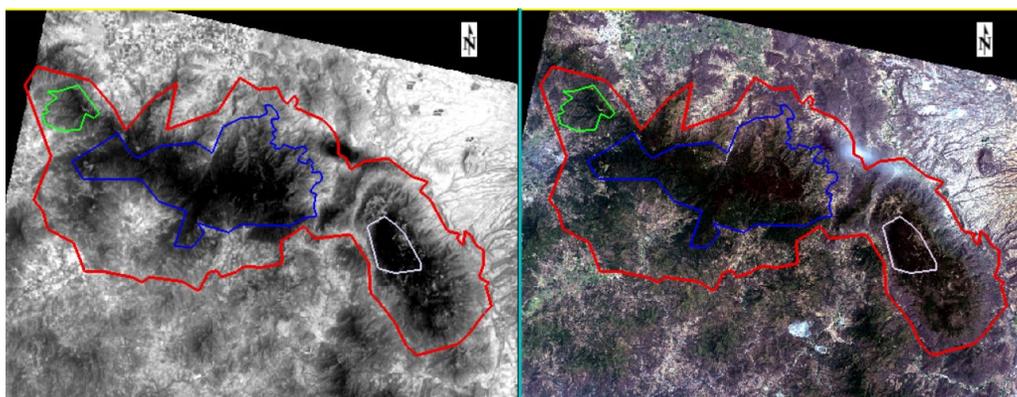


Figura No. 17. Proceso de corrección radiométrica para una imagen Landsat 8 OLI del 15/04/16. A la izquierda la imagen térmica y a la derecha la imagen multispectral, en la cual incluso se puede apreciar la fumarola de un incendio en el límite noreste de la RBSM.

Una vez teniendo calibradas nuestras imágenes, se elaboró un “*Layer Stack*”, con el cual se empaquetaron las diferentes bandas que componen cada escena, en un solo archivo. Se definió una proyección UTM con el datum WGS-84 y la zona 13 N. En la sección de “*Resampling*” se eligió “*Cubic Convolution*” y, por último, se importaron las escenas multiespectral y térmica calibradas. Con este empaquetado se pudo garantizar la proyección de estas en una cuadrícula común, al estar ambos grupos de bandas en el mismo archivo.

En el caso de las imágenes Sentinel 2 habilitadas para su uso en el estudio de los años 2019 y 2021, así como las ocupadas para el proceso de validación del resto de años, se pasó por un preprocesamiento que incluye un remuestreo, un recorte espacial, una reproyección y la exportación del archivo resultante en formato ENVI para empaquetar bandas y recortar la escena. Para lograr esto se utilizó el software dedicado SNAP.

El programa SNAP (*Sentinel Application Platform*), es un software gratuito, ofrecido por la Agencia Espacial Europea para procesar y analizar las imágenes provenientes de la flota de satélites Sentinel. SNAP cuenta con un repertorio de herramientas (denominada *Sentinel Toolboxes*) específicas para trabajar las imágenes en función del modelo de satélite, similar al caso de *Sextante* y *ArcToolBox* de gvSIG y ArcGIS.

El preprocesamiento aplicado en cada imagen comenzó con un remuestreo, en el cuál todas sus bandas fueron llevadas a una resolución espacial de 10 metros. Seguido de esto, se hizo un recorte espectral de las imágenes, en el cual se eligieron únicamente las bandas útiles para analizar el fuego, en este caso las bandas 2,3 ,4, 8, 11 y 12. El resto de información espectral se omitió.

Después, se desplegó la imagen recortada en una combinación RGB 12-11-8 “infrarrojo de onda corta” y se comparó con la misma escena en “color natural” RGB 4-3-2 (Figura 18). Con ello se pudieron observar los frentes de incendio y áreas quemadas con un mejor contraste, al usar bandas de análisis vegetal que destacan en color naranja/rojo los incendios activos, mientras que en color café las áreas quemadas. En cambio, en la imagen “color natural” RGB 4-3-2 no se logra apreciar la superficie quemada y sólo se distingue el humo del fuego activo.

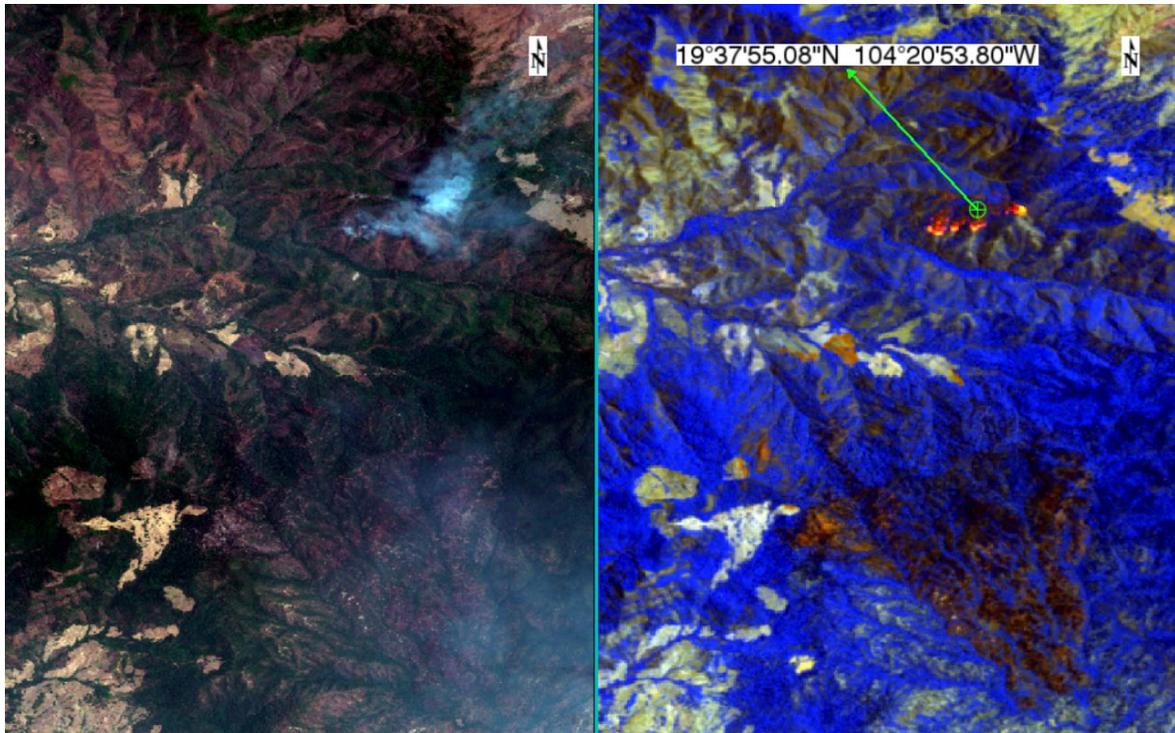


Figura No. 18. Combinación RGB 12-11-8 para resaltar frentes de incendio (derecha) vs combinación RGB 4-3-2 "color natural" a la izquierda, para un incendio activo el 22 de mayo de 2021.

A continuación, se re proyectó cada una de las imágenes al sistema de referencia WGS 84 y se exportaron las bandas en formato ENVI, Para así poder abrirlas en ENVI 5.3, donde se armó el "Layer Stack" y se les aplicó un recorte espacial en el cual se extrajera la zona de la RBSM y un área *buffer*. Para tal efecto y con el fin de ahorrar tiempo de procesado en los pasos subsecuentes, se elaboraron en ArcMap 10.5, 2 polígonos que se usaron como máscara de recorte en formato *shapefile* (Figura 19). Las imágenes Sentinel-2 tienen la peculiaridad de cubrir parcialmente la RBSM, por lo que para cada fecha hubo que descargarse una imagen para el fragmento oeste del área y otra para el fragmento este restante.

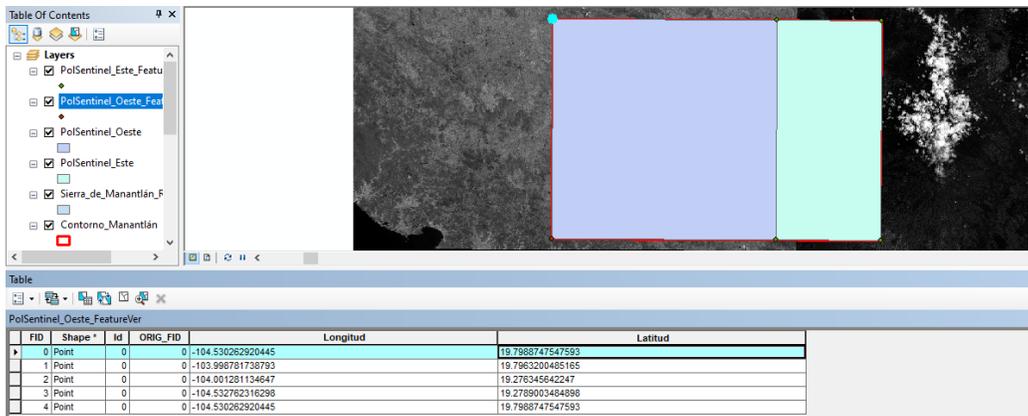


Figura No. 19. Extracción de coordenadas para los vértices del polígono de recorte Oeste.

Para recortar ambos fragmentos del área de estudio, se cargó en ArcMap 10.5 el polígono de recorte usado para las imágenes Landsat 8 OLI y se subdividió en 2 polígonos (Figura 20). El fragmento oeste quedó definido entre las coordenadas: 19° 47' 55.949"N, 104° 31' 48.947" O; 19° 47' 46.752" N, 103° 59' 55.614" O; 19° 16' 44.041" N, 104° 31' 57.944" O; y 19° 16' 34.844" N, 104° 0' 4.612" O. En cuanto al polígono del fragmento este, las coordenadas de sus vértices se establecieron entre: 19° 47' 46.752" N, 103° 59' 55.614" O; 19° 47' 42.476" N, 103° 45' 6.030" O, 19° 16' 34.844" N, 104° 0' 4.612" O; y 19° 16' 30.568" N, 103° 45' 15.027" O.

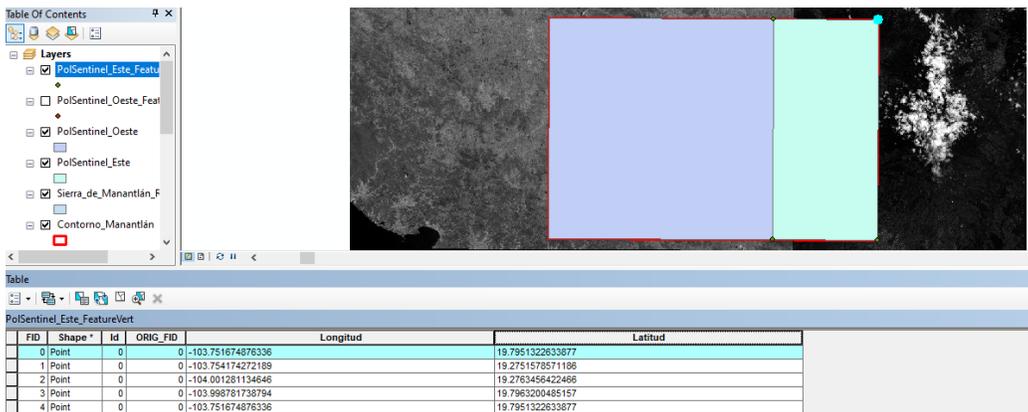


Figura No. 20. Extracción de coordenadas para los vértices del polígono de recorte Este.

Gracias al proceso de recorte espectral y espacial de las imágenes, se logró compensar el peso del archivo ganado con el remuestreo de las mismas, y no solo eso, al reducir la cantidad de información a manejar, los archivos finales de cada toma satelital tuvieron un tamaño de 8% del tamaño la escena completa, facilitando así la velocidad de procesamiento posterior (Figura 21).

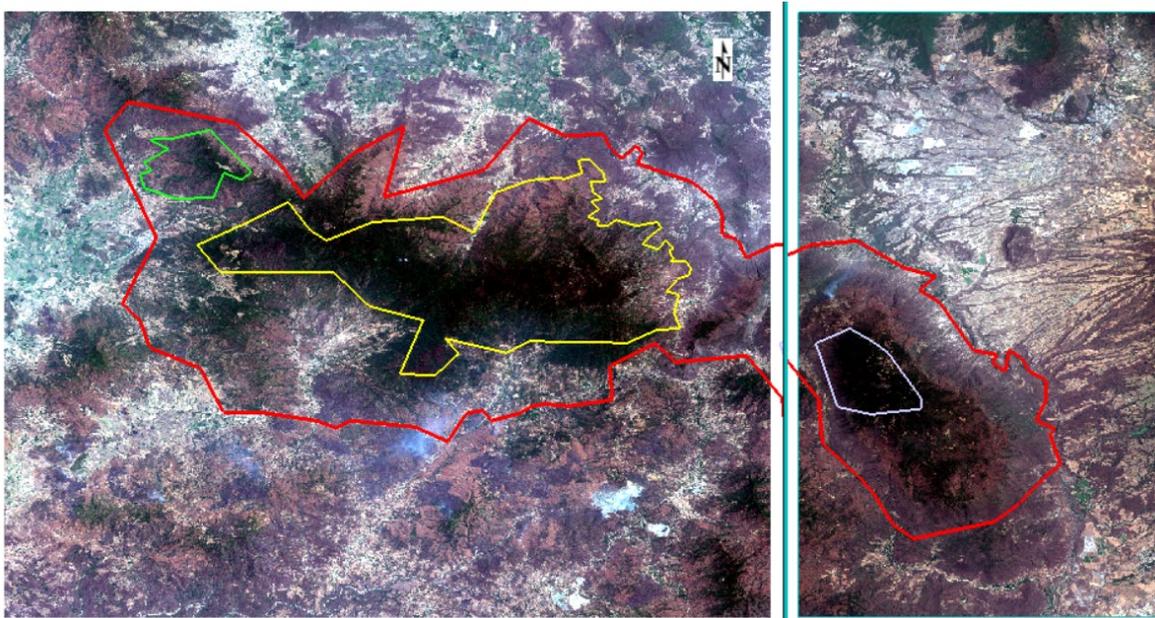


Figura No. 21. Imágenes Sentinel-2 en composición RGB 4-3-2 “color natural” para el 27 de mayo de 2021. A la izquierda la imagen Oeste y a la derecha el fragmento Este, ambas recortadas a partir de un polígono subdividido en 2.

4.5 Aplicación de índices espectrales para áreas quemadas

Una vez que las imágenes satelitales fueron preparadas debidamente se aplicó en cada una el índice espectral BAI (Figura 22). Para ello, se desplegó el archivo “*Layer Stack*” de una imagen de satélite dentro del programa ENVI 5.3, y dentro de la barra de búsqueda de herramientas se ejecutó la herramienta “*Band Math*”. Una vez dentro de la misma, se introdujo manualmente la expresión correspondiente a la fórmula para obtener el *burned area index*, luego se eligieron las bandas de la imagen satelital a vincularse con cada uno de los elementos de la fórmula y se procedió a ejecutar la operación, exportando el resultado como una imagen nueva.

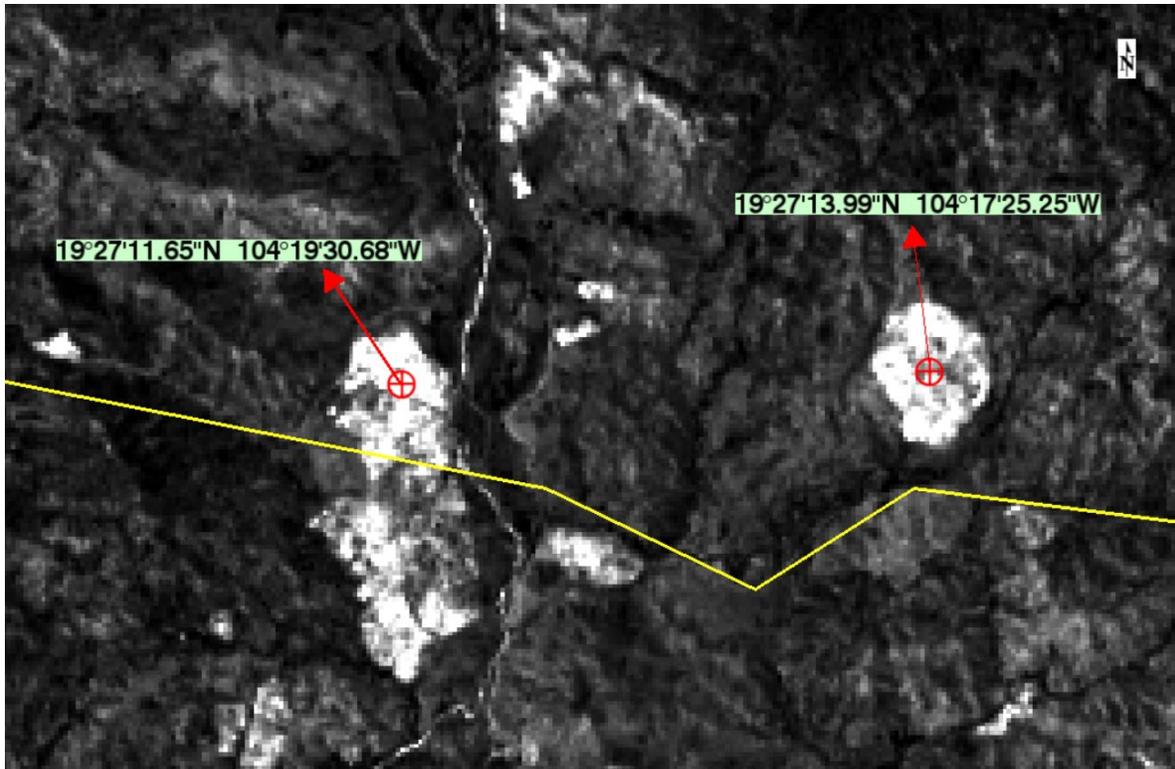


Figura No. 22. BAI del 23/05/18 enfocando el límite suroeste de la RBSM. Elaborado a partir de las bandas 4 y 5 de Landsat 8 OLI (rojo e infrarrojo cercano respectivamente). Los píxeles más brillantes indican áreas quemadas.

Una vez creada la imagen con el índice BAI aplicado, el objetivo fue seleccionar aquellas zonas de la imagen que correspondieran a píxeles que en superficie representaron área quemada, y que estas pudiesen tratarse de forma específica a través de una capa de polígonos independiente. La elaboración de esta capa de polígonos se hizo a partir de la delimitación de un umbral de banda sobre el histograma de frecuencia de la banda NIR, para la imagen representativa del fin de los incendios en cada año (Figura 23). Tal umbral de banda se estableció con la funcionalidad “*Region of Interest*” (ROI) de ENVI.

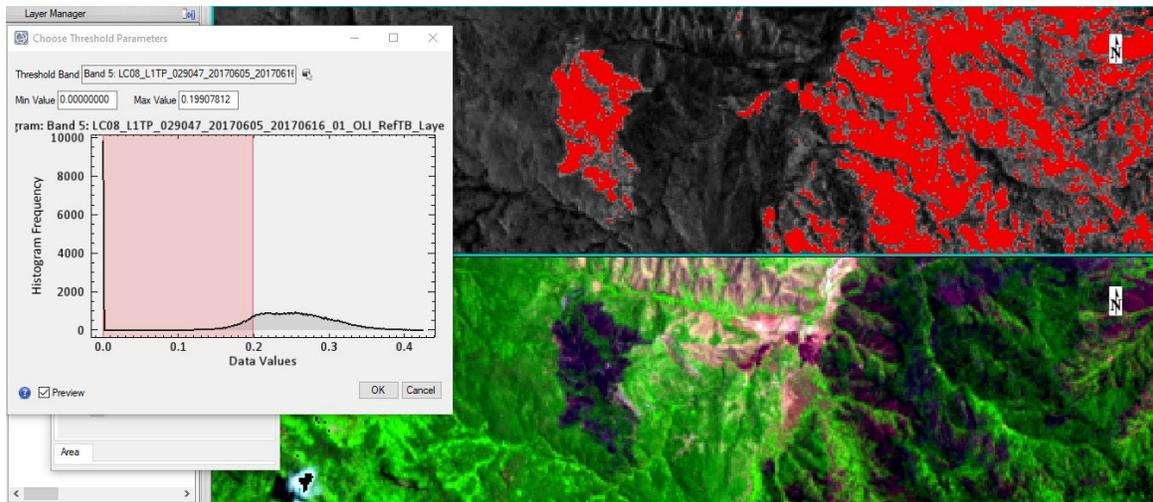


Figura No. 23. Delimitación semiautomática de áreas quemadas a partir del BAI, para la imagen del 5 de junio de 2017. En rojo se pueden observar los pixeles seleccionados mediante el ajuste en el umbral del NIR. En la parte inferior se observa la misma escena en combinación RGB 654, a modo de comparación. Al centro se observa una zona quemada aislada, ubicada alrededor de las coordenadas 19°35'40.97"N y 104°14'23.10"W.

A partir del ajuste en el histograma que despliega la herramienta ROI una vez que elegimos establecer un nuevo umbral, es como se filtran aquellos pixeles que representan zonas quemadas, que en el caso de una imagen BAI son aquellos en color blanco brillante. En el presente estudio, los umbrales utilizados para extraer las superficies identificadas con el índice BAI se ajustaron para garantizar la mejor cobertura sobre las zonas identificadas visualmente como quemadas, aún a costa de incluir otros pixeles que no correspondieron a zonas quemadas (Figura 24).

Esto requirió un trabajo posterior de eliminación manual de zonas no quemadas. Ahora bien, una vez definidos los umbrales de banda, se exportó el resultado en formato *shapefile*, a fin de poder seguir trabajando la nueva capa desde el software ArcMap 10.5.

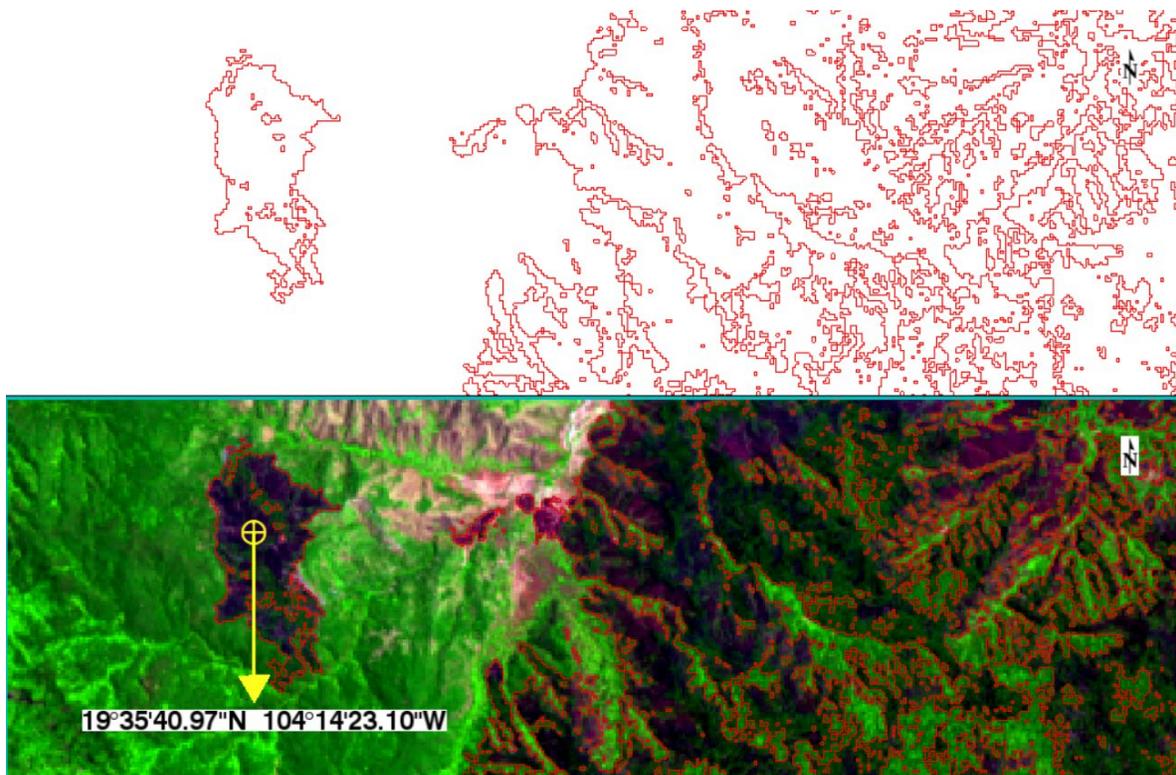


Figura No. 24. Capa de polígonos de áreas quemadas 2017, generada de forma semiautomática a partir del BAI y un umbral de banda. En la parte inferior se observa la misma escena en falso color RGB 654 (SWIR1, NIR, Rojo), enfocando el sector central de la Zona Núcleo “Las Joyas”.

Después de exportar los polígonos quemados del BAI, se procedió a aplicar el índice NBR (*Normalized Burn Ratio*) a los *Layer Stack* de las imágenes satelitales recabadas para cada periodo estudiado (Figura 25), esto haciendo uso también de la herramienta *Band Math* de ENVI 5.3, exportando el resultado como una imagen nueva.

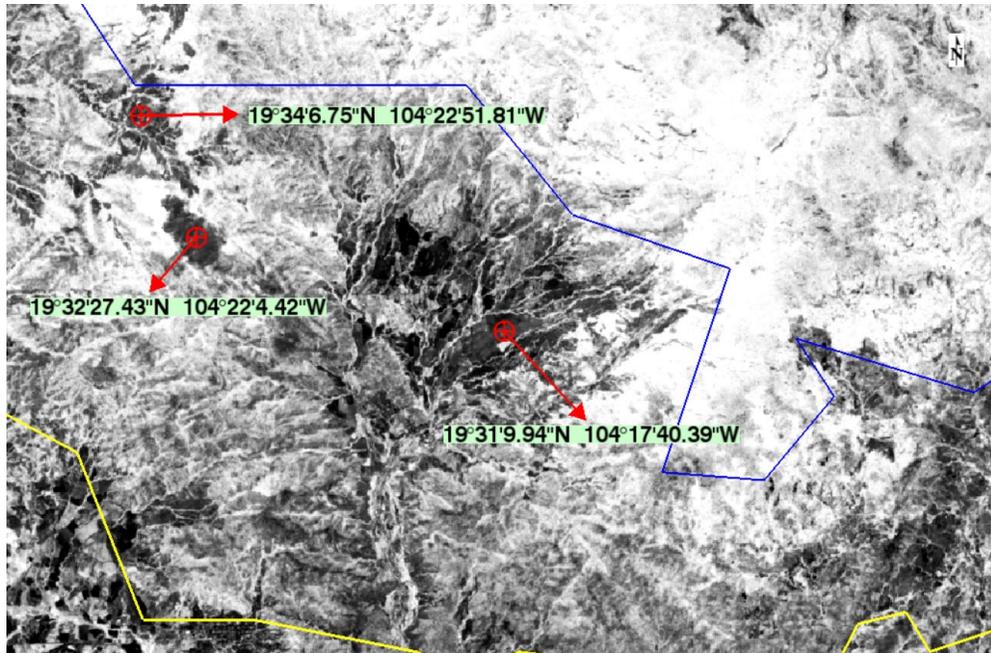


Figura No. 25. NBR del 23/05/19, enfocando al suroeste de la RBSM. Los pixeles más oscuros indican áreas quemadas.

Un rasgo en común entre la imagen BAI y la imagen NBR es que, a pesar de que la primera usa las regiones espectrales del rojo e infrarrojo cercano, y la segunda usa las regiones del infrarrojo cercano e infrarrojo medio de onda corta, en la Fig. 26 podemos observar cómo los polígonos de área quemada extraídos de la imagen BAI se pueden sobreponer en la imagen NBR para una fecha homóloga, y coinciden en ambos casos las zonas incendiadas.

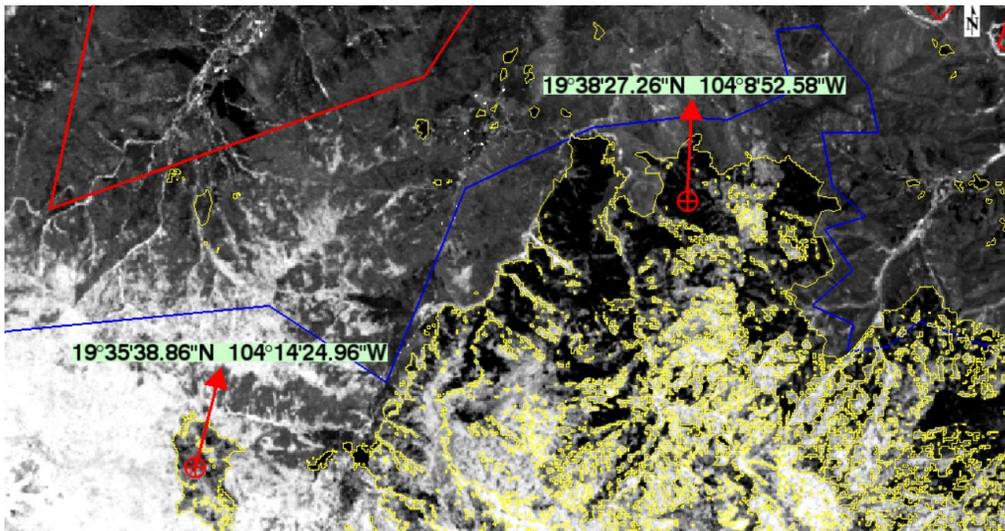


Figura No. 26. Capa de polígonos extraída a partir del BAI, sobrepuesta en la imagen NBR del 5 de junio de 2017. Indica las zonas que el índice BAI identificó como quemadas al norte de la zona núcleo Las Joyas.

4.6 Validación de áreas quemadas

Una vez obtenidos los polígonos de superficie quemada para cada año, se procedió a editar las capas dentro de una sesión en ArcMap 10.5, en donde se eliminaron manualmente aquellas zonas que el índice BAI identificó erróneamente como áreas quemadas. Para ello, se hizo uso de cinco recursos de apoyo: interpretación visual de combinaciones RGB falso color aplicadas sobre las imágenes multiespectrales del periodo de estudio, los puntos de calor MODIS y VIIRS, imágenes obtenidas de un servidor de mapas, modelos de sombra e iluminación, y firmas espectrales.

Las combinaciones RGB son una manera de resaltar la información acerca de la superficie, obtenida por los satélites a partir de las distintas regiones espectrales que pueden capturar sus sensores. Distintas combinaciones de bandas resaltan distintas propiedades en el terreno, en el caso del análisis de los incendios se realizaron diversas combinaciones de banda para escenas en falso color en imágenes Landsat 8 como: “infrarrojo” (5,4,3); “penetración atmosférica” (7,6,5); “salud de la vegetación” (5,6,2); “infrarrojo de onda corta” (7,5,4); “análisis vegetal” (6,5,4) y el “color natural” (4,3,2).

Lo que se buscó fue lograr obtener una combinación de bandas con la que se pudiese obtener un mejor contraste entre una zona quemada y una que no lo estuviera. Tal objetivo se logró de forma más eficiente con las combinaciones de banda propuestas por Masot *et al.* (2016): RGB SWIR2-SWIR1-NIR “Penetración atmosférica” (7-6-5 en Landsat 8 y 12-11-8 para Sentinel-2) (Figura 27), y con la combinación RGB SWIR2-NIR-Rojo “Infrarrojo de onda corta”, cuyas bandas son 7-5-4 para Landsat 8 y 12-8-4 para Sentinel-2 (Figura 28).

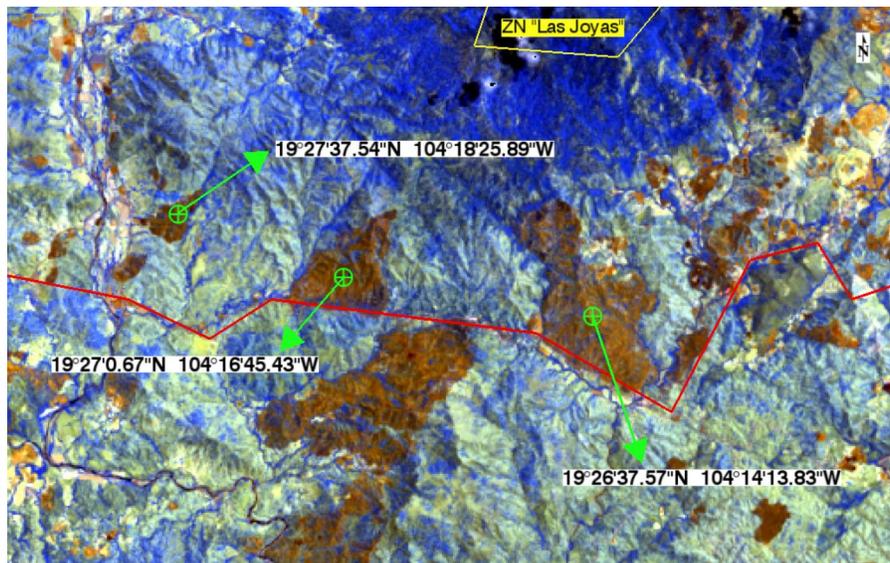


Figura No. 27. Combinación de bandas en falso color 7-6-5 (SWIR 2, SWIR1, NIR), para la escena Landsat 8 OLI del 05/06/17. En la imagen pueden observarse las áreas quemadas en color café, los incendios activos en color naranja, mientras que las pendientes montañosas se muestran en amarillo.

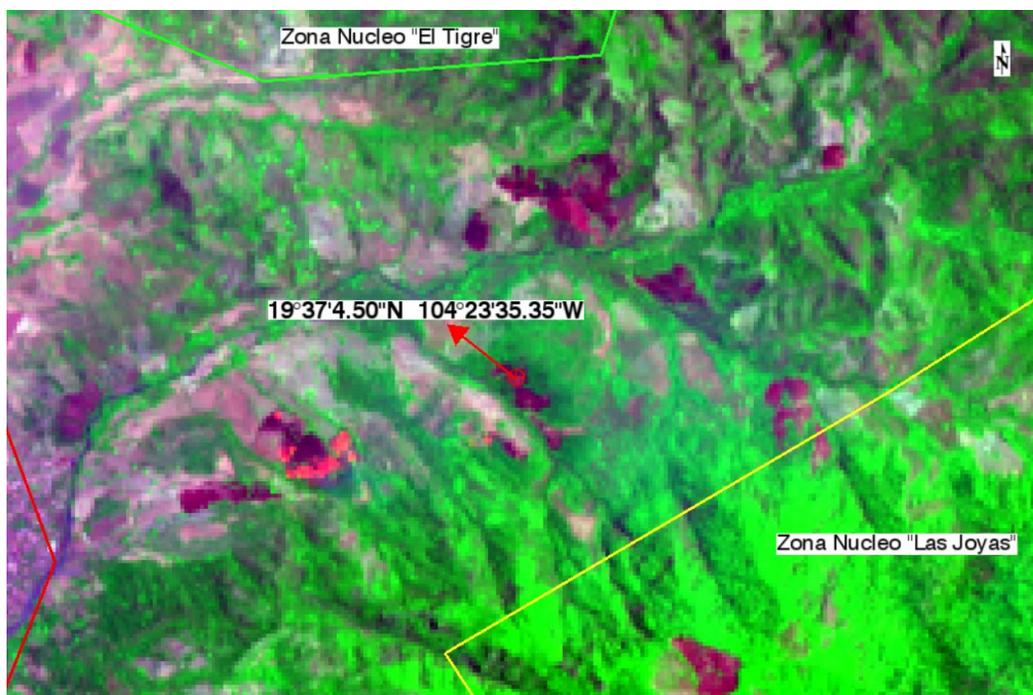


Figura No. 28. Combinación de bandas “infrarrojo de onda corta” 7-5-4 (SWIR2, NIR, Rojo), para la escena Landsat 8 OLI del 17/05/16. Las zonas quemadas se ven en color violeta oscuro.

En los casos en donde las combinaciones espectrales no fuesen suficientes para discernir entre una zona quemada o no, se procedió a cargar encima de la imagen RGB, las capas con los puntos de anomalías térmicas. En el caso particular de estos puntos de calor, se hizo una clasificación de estos para cada año estudiado (Figura 29), agrupándolos después dentro de carpetas para cada fecha de registro. Así se pudo disponer del lote de puntos necesario para dar seguimiento al frente de los incendios fecha a fecha e imagen tras imagen, desde la toma considerada como inicial, hasta aquella que representó el fin de la temporada o del incendio en cuestión (y, por ende, la que evidenció el conteo final de hectáreas quemadas). Un beneficio particular de estos datos es que el conjunto MODIS/VIIRS ofrece entre 6 a 8 lecturas diarias, a la vez que la herramienta también registra puntos de calor durante la noche (SIB, 2016).

Cantidad de puntos de calor registrados por temporada en la RB Sierra de Manantlán

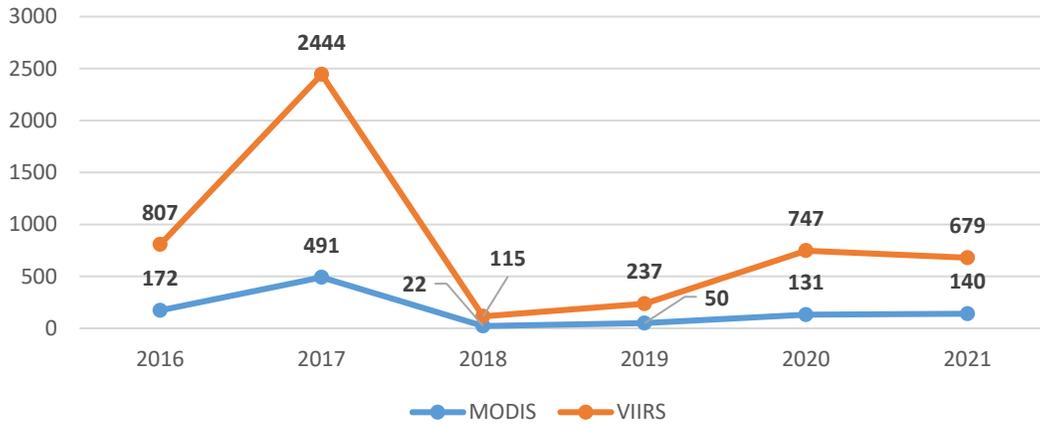


Figura No. 29. Puntos de calor registrados por temporada para la Sierra de Manantlán.

Para su reclasificación se cargó la capa de puntos MODIS y VIIRS para cada año a la escena de trabajo en ArcMap 10.5, y se desplegó su respectiva tabla de atributos. Luego se realizó una búsqueda con ayuda de la herramienta “*Select By Attributes*”, en donde se filtró la categoría de fecha de adquisición (“*ACQ_DATE*”). Ahí, se precargó un listado con todas las fechas de adquisición disponibles (Figura 30).

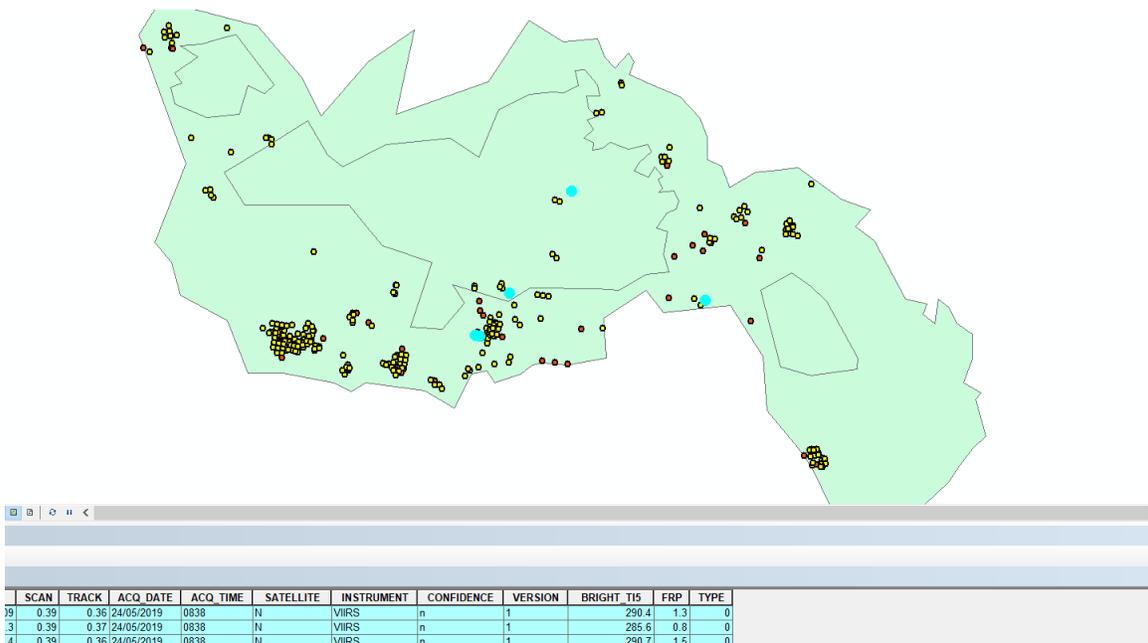


Figura No. 30. Filtrado de puntos de calor para su exportación en *.shp*, para incendios ocurridos el 24/05/2019.

Después, se seleccionó una fecha en particular y se cargaron todos los puntos de calor recabados. En la ventana de la tabla de atributos se visualizó la sección que mostrase únicamente los atributos seleccionados por el filtro de datos aplicado. Posteriormente se hizo clic derecho en la capa original de los puntos MODIS y se seleccionó la opción “Data”, seguido de “Export Data”. Se eligió guardar el archivo de puntos para la fecha seleccionada en formato *shapefile* manteniendo el sistema de coordenadas del archivo fuente.

Al momento de dar seguimiento a los incendios ocurridos durante cualquiera de las temporadas analizadas, se cargaron los archivos de puntos de calor sobre la superficie quemada, y se observó cómo fueron apareciendo cada vez más puntos conforme avanzó cada frente de incendio (Figura 31). En caso de encontrar alguna zona con alguna tonalidad que asemejase quemado, pero sin la presencia de puntos de calor, no podría validarse como quemada y tendría que incorporarse alguna otra técnica para explorar aspectos como la pendiente topográfica y las condiciones de iluminación en esa zona.

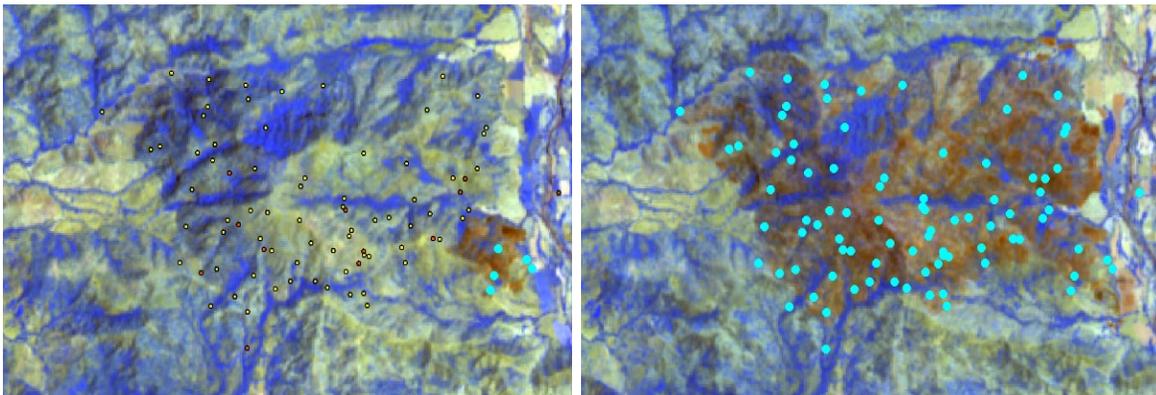


Figura No. 31. Seguimiento a la evolución de un incendio ocurrido en 2019 alrededor de las coordenadas $19^{\circ}28'55.985''\text{N}$ y $104^{\circ}20'33.922''\text{W}$. Se atestigua en una imagen Sentinel-2 del 12 de abril (izquierda), que el incendio ya ha cubierto cierto territorio, mientras que los puntos de calor resaltados en azul develan la fecha inicial del fuego (31 de marzo). Del lado derecho se observa en una imagen Sentinel-2 del 22 de junio el total de área quemada, mientras que al resaltar todos los puntos de calor que cubren el total del área, se obtuvo que la última fecha en que el incendio estuvo activo fue el 17 de abril.

En el caso del servidor de mapas, con su despliegue se realizó una inspección del terreno a mayor detalle, con el cual se pudieron esclarecer dudas acerca del comportamiento de los incendios y de la manera en que los índices resaltaban o no ciertas zonas con un determinado patrón de quemado (Figura 32). La mayor de las dudas fue determinar la influencia de la pendiente del terreno en los resultados mostrados en las imágenes, pudiéndose confundir zonas de cierta inclinación con zonas quemadas.

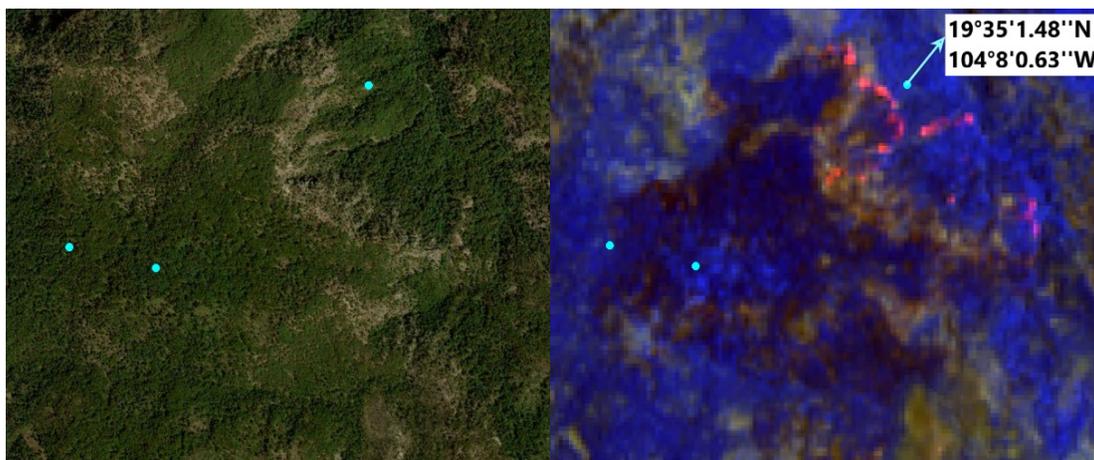


Figura No. 32. Escena de la RBSM obtenida a partir de un servidor de mapas disponible en ArcMap 10.5 (izquierda). Útil para la apreciación de los patrones del terreno a gran detalle. Del lado derecho observamos el mismo fragmento de terreno sobre una imagen Landsat 8 del 23/05/2019, incendiándose a causa del avance de un frente de incendio activo dentro de la Zona Núcleo “Las Joyas”.

A continuación, se robusteció la exploración de los patrones de terreno, con una inspección de las condiciones de iluminación y sombras proyectadas por la topografía de la RBSM, para así tener un contexto visual de la incidencia de la luz solar sobre la superficie en las condiciones específicas a la captura satelital en una fecha determinada. Todo ello fue posible con la elaboración de modelos de sombreado, en los cuales se hizo uso de las curvas de nivel que representan las elevaciones de la superficie en la RBSM, para modelar visualmente cómo dichas elevaciones proyectan sombras en el terreno, dependiendo del Azimut y elevación del sol.

En la Figura 33, podemos ver un ejemplo de modelado de sombras, el cual fue elaborado por Ruiz (2010), para dar cuenta de la topografía en la RBSM. Ese modelo, si bien nos brinda información sobre los patrones de superficie, no especifica la fecha ni la posición del sol en ese momento, por lo que probablemente se hizo usando los valores por defecto que al menos en el caso de ArcMap 10.5 son de 315° para el *azimut* y 45° de elevación.

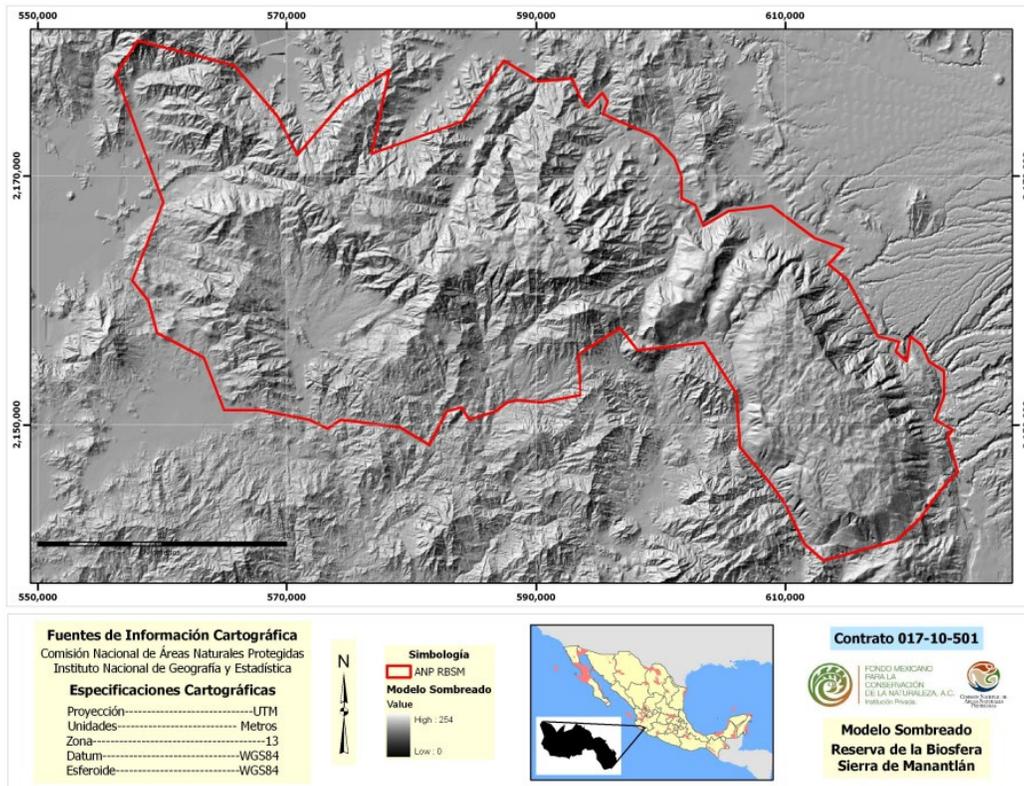


Figura No. 33. Modelo de Sombreado para la RBSM (Ruiz, 2010).

La Figura 35 nos ofrece una representación de sombreado genérica, que no es útil para revelar ciertas zonas de pendiente que en determinadas fechas y condiciones de iluminación podrían ser confundidas con zonas incendiadas por los índices espectrales. De ahí que, para este estudio, se procedió a elaborar los modelos correspondientes a las condiciones de iluminación reportadas en el metadato de las imágenes satelitales empleadas.

El proceso en concreto consistió en abrir ArcMap 10.5 y crear una red de triángulos irregulares a partir de las curvas de nivel con la herramienta "Create TIN From Feature", luego se convirtió la red de triángulos en un modelo digital de elevación con la herramienta "TIN to Raster". Posteriormente, se hizo uso de la herramienta "Hillshade", para definir las condiciones de iluminación para la fecha de la imagen satelital y convertir el modelo digital de elevación en un modelo de sombreado, con el cuál se analizaron las ubicaciones de las sombras y se contrastaron con las ubicaciones de los polígonos sospechosos.

Ahora bien, una vez que se identificaron todas las zonas de la RBSM que estaban influidas por el efecto de sombra orográfica, como quinto y último recurso se procedió a tomar dentro del programa ENVI Classic. Para un punto con determinadas coordenadas, la firma espectral que arrojaba una zona sospechosa para las distintas fechas de captura satelital disponibles desde el inicio de la temporada y hasta el fin de esta en cada año. Con ello se

pudo deducir si las firmas de las distintas fechas seguían el comportamiento teórico explicado por De Santis y Vaughan (2009) para la evolución de una zona incendiada (Figura 34).

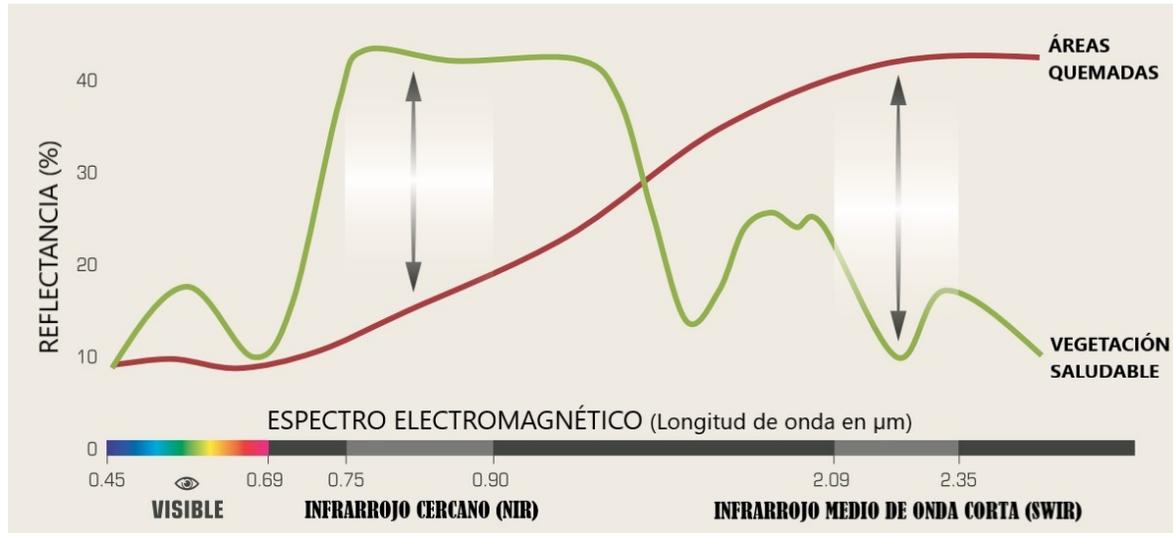


Figura No. 34. Evolución típica de una firma espectral desde antes del fuego (Vegetación saludable) hasta después de la ocurrencia de un incendio (áreas quemadas) (RSAC (Remote Sensing Applications Center, 2005).

Una vez obtenidas las firmas espectrales de una zona se compararon con las firmas de otras superficies que ya estaban confirmadas como quemadas, o bien, aquellas zonas confirmadas como no quemadas. En caso de que la zona sospechosa se definiese como no quemada, se editaba o borraba el polígono de la capa final, y todos aquellos que presentaran el mismo patrón.

4.7 Evaluación de la severidad de incendios

Una vez validadas completamente las zonas quemadas extraídas a partir de BAI y hecho el cálculo de NBR para cada imagen, se obtuvieron los índices dNBR que permitieron así, poder conocer el grado de afectación de las zonas incendiadas en cada año. La peculiaridad del dNBR radica en que es necesario contar con dos imágenes satelitales: una previo a la ocurrencia de los incendios, y otra después de haber sucedido los mismos. Al analizar la distribución de puntos de calor conforme progresa la temporada de incendios en cada año fue posible elegir cuáles fueron las imágenes correctas para ejecutar un dNBR.

Para cada uno de los años se realizó el dNBR a partir de las imágenes NBR correspondientes al inicio y fin del periodo de estudio en cada año. Pero en el caso de los años 2019 y 2021, los respectivos intervalos de análisis abarcan una cantidad de días notablemente superior al del resto de años estudiados. Gracias a que se contó con un buen número de imágenes Sentinel 2, se prefirió subdividir los periodos de estudio para dichos años en dos partes.

Para el año 2019 se procesó un dNBR con las imágenes NBR del 13 de abril y 23 de mayo, y otro con las del 23 de mayo al 22 de junio. Por su parte, el año 2021 quedó representado a partir de los dNBR entre las fechas 16 de febrero a 7 de abril, y 7 de abril a 6 de junio (Figura 35). Con esto se buscó obtener una caracterización más precisa de la severidad de quemado en dichos años.

Ya con las imágenes correctas seleccionadas se cargó en ENVI el archivo NBR recién creado para cada una. Luego, al momento de introducir en la herramienta *band math* (la fórmula para el dNBR), en vez de seleccionar bandas en cada elemento, lo que se hace es vincular cada una de las imágenes NBR a la fórmula. De esta forma al ejecutar la operación se restó a la imagen NBR previa al fuego, la imagen NBR posterior al mismo.

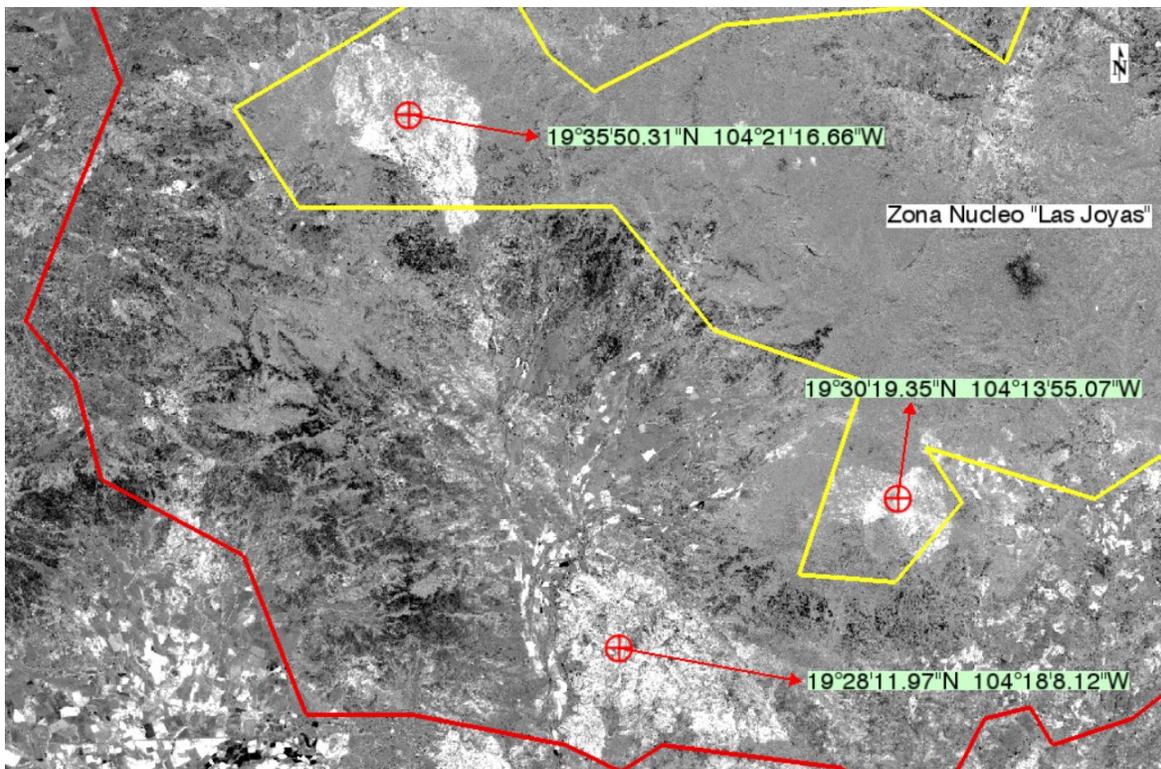


Figura No. 35. dNBR entre las fechas 07/Abr y 06/Jun de 2021. Los pixeles más brillantes indican niveles más altos de gravedad de la quemadura. Se incluye la ubicación de 3 superficies quemadas.

Posteriormente, se creó un archivo de división de colores, con el cual se representó la severidad de las áreas quemadas (Figura 36). En tal archivo, se establecieron distintas clases de severidad, tomando inicialmente como referencia la escala propuesta por Key y Benson (2005). Dicha escala fue publicada por el programa FIREMON del Servicio Geológico de los Estados Unidos, y nos es muy útil para sobreponer en la imagen dNBR de cada temporada

de incendios, teniendo la posibilidad de seleccionar la categoría de gravedad de quemadura que se necesite visualizar de forma individual.

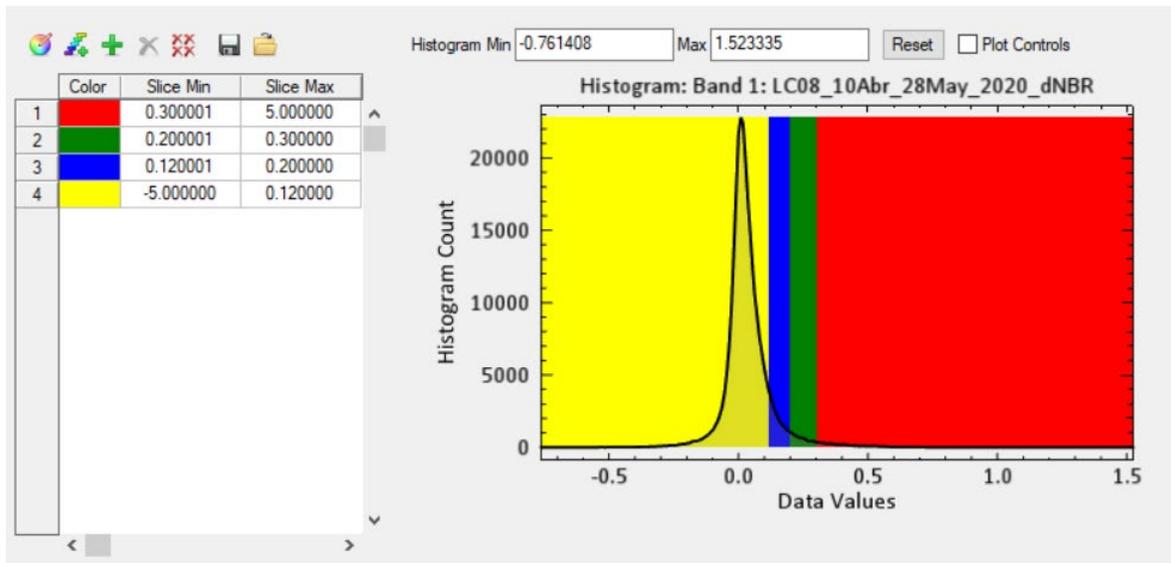


Figura No. 36. Selección de áreas quemadas por clase de severidad para un dNBR de 2020.

Para crear la división de colores se hizo uso de la herramienta “*raster color slices*” de ENVI 5.3, con la cual es posible dividir los distintos valores representados en el histograma de la imagen dNBR, en múltiples categorías según se desee, y a su vez, elegir qué rango abarca cada categoría.

En el caso particular de la RBSM, fue necesario modificar la escala de severidad propuesta por Key y Benson (2005), de modo que reflejase mejor el comportamiento del fuego en el contexto local de la ubicación y características del área de estudio. Esto último ya que los valores de severidad establecidos en la escala original, fueron obtenidos y calibrados por Key y Benson (2005), bajo las condiciones específicas en los bosques de California. En consecuencia, no tendrían por qué ser válidos al extrapolarlos a otra zona de estudio. Lo que se estableció para lograr tal cometido fue efectuar un muestreo y agrupamiento de píxeles por categoría, todo ello analizando su nivel de respuesta espectral bajo combinaciones RGB falso color y el chequeo de sus valores de reflectividad, obteniendo la escala de la Tabla 11 como la que mejor resultado arrojó para el periodo estudiado.

Tabla No. 11. Escala de severidad ajustada para el área de estudio*

Clase de Severidad	Valor mínimo	Valor máximo
Alta	0.30	1.634743
Moderada Alta	0.20	0.30
Moderada Baja	0.12	0.20
Baja	-0.944701	0.12

*Los valores mínimo y máximo resaltados corresponden a los máximos y mínimos que se hallaron entre todos los histogramas del periodo de estudio.

La escala debe calibrarse a su vez mediante un reconocimiento en campo que traduzca el diferencial de valores del NBR a severidad de afectación de las coberturas quemadas. Esta calibración no se desarrolló en este trabajo, ya que implica un reconocimiento exhaustivo que idealmente involucraría la evaluación de biodiversidad en cuadrantes y medición de la cobertura vegetal en los mismos. No obstante, y a pesar de esta limitación, el llevar a cabo la determinación de clases de severidad en este estudio, sirvió para obtener resultados que permitan identificar las zonas más afectadas, que son las más relevantes para la gestión forestal, y así definir prioridades de restauración en estas, tal como lo hecho por Valdez *et al.* (2019).

Una vez establecidas las categorías con los rangos y colores deseados (Figura 37), se exportó el archivo en formato *shapefile*, el cual se desplegó en ArcMap 10.5 y se recortó a partir de la capa final de áreas quemadas obtenidas con BAI, extrayendo de esta manera, la severidad correspondiente al área quemada para cada año.

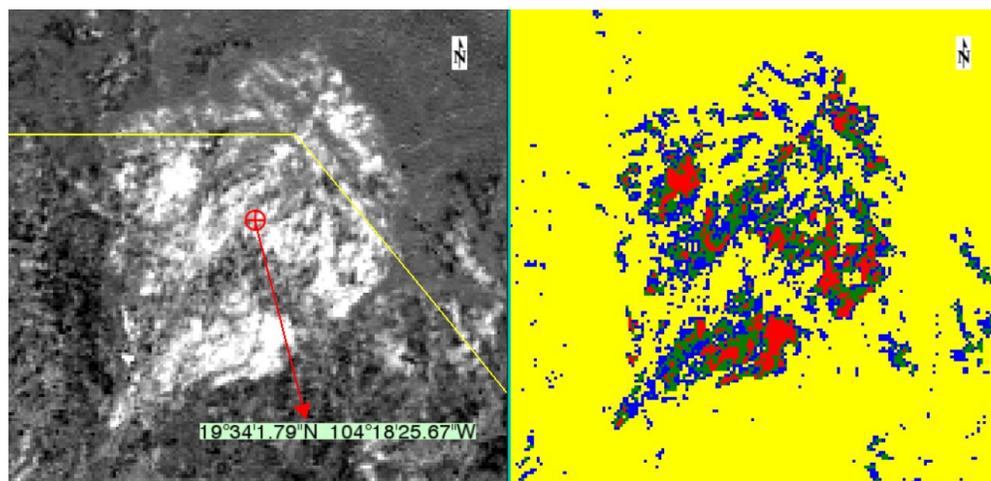


Figura No. 37. Archivo de división de colores (derecha) para representar las categorías de severidad de quemado en el dNBR (izquierda) del 10/Abr al 28/May de 2020, para una superficie ubicada entre el sector suroeste de Las Joyas y la Zona de Amortiguamiento. Los pixeles en colores rojo, verde y azul representan las zonas de severidad alta, moderada alta y moderada baja respectivamente.

4.8 Evaluación de la precisión de la cartografía elaborada

Una manera de comprobar el grado de exactitud cartográfico de áreas quemadas, a partir de datos provenientes de sensores remotos, es llevar a cabo un proceso de evaluación de confiabilidad temática, el cual consiste en comparar la información de un mapa o imagen clasificada contra información de referencia considerada muy confiable, ya sea mediante muestreos en sitios de verificación en campo o bien, analizando imágenes satelitales de mayor resolución espacial a las usadas para elaborar dicho mapa (Mas *et al.*, 2003). Al confrontar las clases cartografiadas contra las clases determinadas en campo o bien, contra imágenes de mayor resolución espacial, uno asume que la información de referencia. En este caso, la proveniente de imágenes de mayor resolución es confiable y que representa “la verdad”, por lo que llevar a cabo el cruce entre “la verdad” y las clases cartografiadas es como uno puede conocer el grado de confusiones que presenta la cartografía creada (Congalton y Green, 2019).

Tomando en cuenta lo anterior y siguiendo el método descrito por Stehman y Czaplewski (1998) para evaluar confiabilidad temática, el proceso que se realizó para comprobar el grado de exactitud alcanzado en la cartografía de áreas quemadas a partir de BAI con Landsat 8 OLI, fue extraer una porción muestra de los polígonos quemados identificados con BAI sobre imágenes Landsat. Posteriormente se compararon contra una muestra de delimitación 100 % manual hecha directamente sobre una imagen de mayor resolución espacial para la misma área y fecha, la cual sería tomada como la “verdad en terreno”. En este caso la comparación se hizo contra polígonos delimitados sobre las escenas Sentinel 2 remuestreadas a 10 metros, a las cuales se les aplicaron combinaciones RGB falso color.

Recordemos que los años 2019 y 2021 fueron trabajados directamente sobre imágenes Sentinel 2, por lo que estos años se excluyen de validación en el supuesto de que ya cuentan con la mejor precisión posible. Sin embargo, los años 2016, 2017, 2018 y 2020, procedieron a ser comparados y así obtener medidas de confiabilidad como la matriz de confusión y el estadístico *kappa*. La matriz de confusión permite conocer, junto a la fiabilidad global de la clasificación, la exactitud de cada clase y los conflictos entre ellas (errores de omisión y de comisión), que es necesario analizar para una buena interpretación de los resultados (Chuvieco, 2010).

Los errores de omisión corresponden a aquellas zonas en donde la cartografía a partir de BAI sobre Landsat 8 OLI identificó ciertos pixeles como no quemados, cuando en realidad la “verdad en campo” que arroja la delimitación manual hecha sobre Sentinel 2, arrojó que dichos pixeles sí están quemados. Los errores de comisión por su parte indican aquellos pixeles que con Landsat 8 se identificaron como quemados, pero que las muestras en Sentinel 2 indican que en realidad no se quemaron.

Por otro lado, el parámetro de precisión global nos indica el porcentaje de superficie correctamente clasificada a partir de Landsat 8 OLI, respecto del total de superficie

clasificada a partir de Sentinel 2. Por último, el coeficiente *kappa*, mide el nivel de acuerdo esperado entre la clasificación realizada y la “verdad en terreno” tomando valores entre -1 y 1, correspondiendo el máximo acuerdo con valores cercanos a 1 y un grado de acuerdo menor al que se obtendría puramente al azar para valores menores o iguales a 0 (Viera y Garrett, 2005). De esta forma nos provee el grado de precisión de nuestra cartografía, al tomar en cuenta no solo la suma de las áreas correctamente clasificadas, sino también los errores de omisión y comisión, lo cual resulta en un indicador mucho más robusto. Para obtener estos indicadores, se procedió a elegir un total de hasta 10 zonas quemadas delimitadas a partir de BAI, distribuidas entre los distintos años a evaluar su cartografía, así como también dispersas en distintas partes del área de estudio. Una vez se ubicaron superficies quemadas que tuviesen un buen tamaño, estuviesen relativamente aisladas unas de otras, y cuya superficie quemada no aumentara entre la fecha de su imagen Landsat 8 y la de la fecha de la imagen Sentinel 2 usada para hacer la comparación (en caso de no ser la misma fecha), se delimitó con ayuda de un polígono auxiliar, una zona que contuviese a la superficie quemada más un área *buffer*. Después se exportó cada una de las superficies quemadas de forma individual, recortando la capa original de áreas quemadas a partir de los polígonos auxiliares que contenían a cada una de las superficies quemadas a evaluar.

Para cada una de las zonas identificadas para su evaluación, se digitalizó manualmente la misma zona de cada uno de los incendios, pero apoyándose sobre una imagen Sentinel-2 de la misma fecha (Figura 38), en combinación de bandas SWIR2-SWIR1-NIR (12-11-8) y cargando los puntos de calor para así poder definir los bordes de las superficies quemadas en caso de tener alguna duda. La disponibilidad de una imagen de mayor resolución como lo permite Sentinel 2, garantizó que definiesen mejor los bordes de las zonas afectadas por el fuego.

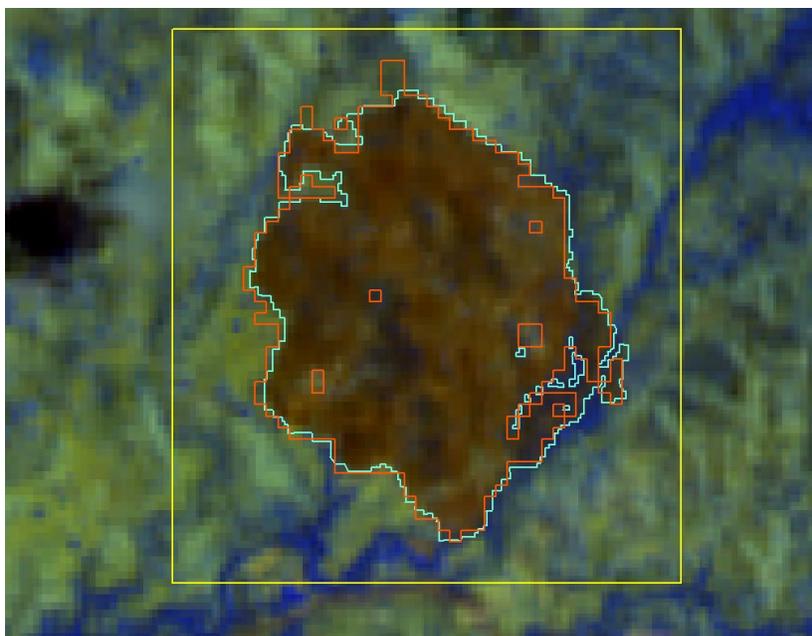


Figura No. 38. Delimitación de un polígono de validación para el año 2020 (línea azul claro), y su comparación contra la delimitación hecha con BAI a partir de Landsat 8 (línea roja), ambos dentro del área de validación (línea amarilla). De fondo tenemos la imagen Sentinel-2 en combinación RGB falso color 12-11-8. Ubicación: 19°27'13.134"N, 104°17'23.235"W.

Luego, para cada zona a evaluar se obtuvo el polígono de áreas quemadas extraído del BAI en Landsat 8, el polígono delimitado manualmente sobre Sentinel 2, y el polígono correspondiente a la zona quemada más un área buffer, se procedió a hacer uso de herramientas del *ArcToolBox* de ArcMap 10.5 como “*erase*” o “*intersect*” para realizar un cruce entre la información contenida en cada uno de estos polígonos. De esta manera se logró obtener el área correspondiente a las zonas que tanto la delimitación BAI en Landsat 8 así como la delimitación manual sobre Sentinel 2, coincidían en que se trató de superficies quemadas (verdaderos positivos), las zonas en las que diferían ambas (errores de omisión y comisión), así como las zonas en que ambas delimitaciones coincidieron que no se quemó (verdaderos negativos).

Una vez que se aseguró contar de entre los 10 polígonos, con datos de al menos una superficie de evaluación para cada año trabajado con Landsat 8 (Figura 39), se procedió a elaborar las correspondientes matrices de confusión. En dichas matrices se representaron los valores en hectáreas que cada uno de los parámetros arrojó después de haber hecho el cruce entre polígonos, y con ellos se calculó la precisión global y seguido, el coeficiente *kappa*.

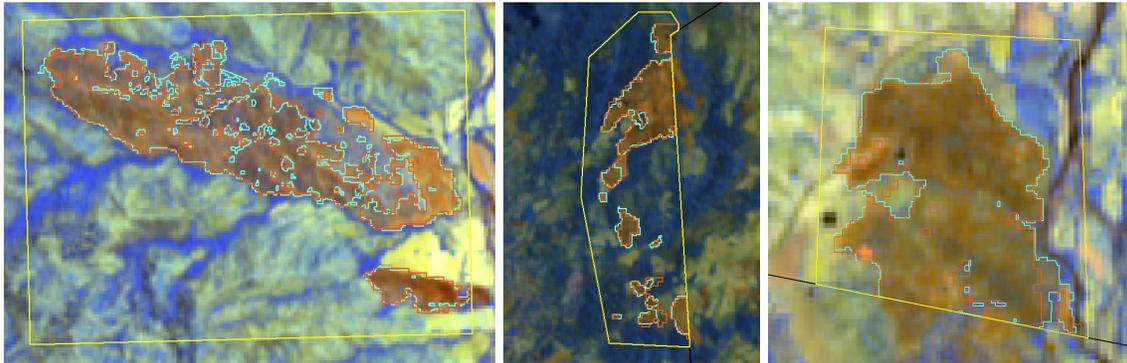


Figura No. 39. Polígonos de validación para los años 2016 (izquierda), 2017 (centro), y 2018 (derecha).

4.9 Elaboración de la cartografía

A fin de obtener una representación visual de las superficies quemadas se procedió a conjuntar los distintos polígonos obtenidos para superficie quemada anual, severidad acumulada, vegetación afectada, entre otros. Luego, se acondicionaron sobre lienzos creados desde la interfaz “*Layout view*” de ArcMap 10.5. Ahí, se colocó la información a representar de tal forma que las superficies quemadas más grandes quedasen al fondo y en orden descendente hacia las capas colocadas encima, resultando en una mejor apreciación de la diferencia entre la cantidad de hectáreas quemadas cada año.

Los polígonos de severidad tuvieron que pasar por procesos de borrado y fusión entre las distintas capas para cada una de las clases de severidad generadas en cada año, a fin de garantizar que la información no quedara superpuesta o eclipsara las categorías de severidad más alta a raíz de tener menor superficie que las de severidad más baja. Así se logró que la representación visual mediante la cartografía fuese fiel a los resultados numéricos del acumulado total. También se hizo uso de los distintos datos vectoriales descargados del Sistema de Información Geográfica de las Áreas Naturales Protegidas, así como del portal de Geoinformación del SNIB. De estos se extrajeron los polígonos referentes al área de la RBSM y sus zonas núcleo, tipos de vegetación y también la división política estatal y municipal de los alrededores de la Sierra de Manantlán. Además, en algunos casos se hizo uso de mapas base disponibles dentro del software ArcMap 10.5, que representasen la topografía de la RBSM. Todo ello se conjuntó a los polígonos de áreas

quemadas y se desplegó sobre lienzos bajo el *datum* WGS 84 y proyección UTM, para ser trabajados y posteriormente exportado.

4.9.1 Elección del área mínima cartografiable adecuada

Un parámetro fundamental para representar los resultados de una investigación de forma visual se presenta al elegir una escala que en el mapa permita representar de mejor manera el espacio de nuestra región estudiada y junto a ello, las variables explicativas del fenómeno. En el caso de la información espacial con la que se busca representar la superficie quemada en un mapa, considera una relación entre el tamaño de los polígonos presentes en las capas de severidad y áreas quemadas, y la escala elegida para nuestro mapa, de tal manera que al visualizar el lienzo se pueda tener una descripción lo más representativa del comportamiento expresado en las tablas de resultados.

Es así como se introduce el principio de área mínima cartografiable (AMC), el cual permite lograr coherencia en la representación espacial y eficiencia en la lectura y utilidad del mapa en formato impreso. Este principio indica que, al momento de elaborar una cartografía, y dependiendo de la escala de representación elegida, sólo se deberá incluir dentro del lienzo todos aquellos polígonos que tengan un área igual o mayor a las dimensiones mínimas que la escala permitiría observar claramente una vez que el mapa sea impreso. De lo contrario, los polígonos más pequeños serían apreciados como virutas diminutas, ensuciando el espacio visual del lienzo sin aportar información apreciable, lo cual complicaría la distinción cuando el usuario haga lectura del mapa (Salitchev, 1979).

De forma general se puede mencionar que, para trabajar en una determinada escala, se debe elegir un área mínima cartografiable acorde a lo expuesto en la Tabla 12 a continuación:

Tabla No. 12. Área mínima cartografiable para diferentes escalas analógicas (Salitchev, 1979).

Escala	1 cm igual a		1 mm igual a		Área mínima cartografiable (4 x 4 mm)	
	m	km	m	km	m ²	km ²
1:500	5	0.005	0.5	0.0005	4	0.000004
1:1,000	10	0.01	1	0.001	16	0.000016
1:2,000	20	0.02	2	0.002	64	0.000064
1:5,000	50	0.05	5	0.005	400	0.0004
1:10,000	100	0.1	10	0.01	1,600	0.0016
1:20,000	200	0.2	20	0.02	6,400	0.0064
1:25,000	250	0.25	25	0.025	10,000	0.01
1:50,000	500	0.5	50	0.05	40,000	0.04
1:100,000	1,000	1	100	0.1	160,000	0.16
1:250,000	2,500	2.5	250	0.25	1,000,000	1
1:500,000	5,000	5	500	0.5	4,000,000	4
1:1,000,000	10,000	10	1000	1	16,000,000	16
1:6,000,000	60,000	60	6000	6	576,000,000	576

Para este proyecto, debido a las dimensiones del área de estudio, se estableció que las mejores escalas de trabajo para representar los distintos mapas temáticos iban desde 1:50,000 hasta 1:300,000. Con ello, se eligió el área mínima cartografiable correspondiente a cada escala según fuese el caso, la cual permitiese que los polígonos más pequeños representados tuviesen una dimensión de al menos 4x4mm en las distintas escalas ocupadas. Sin embargo, estamos hablando de una representación analógica de la información espacial, es decir, impresa. Tras aplicar el criterio del AMC acorde a las recomendaciones teóricas, se observó que la información resultante de filtrar sólo los polígonos cartografiables se reducía a tal grado de descontextualizar por completo las proporciones relativas entre las distintas superficies quemadas para cada año y sus respectivos grados de severidad (Figura 40). Por ello se decidió ajustar dinámicamente el AMC, adaptándola a una representación digital, lo cual permitió incluir polígonos más pequeños que en los valores teóricos. De esta manera se evitó tener que subdividir el área de estudio en múltiples secciones de pequeña escala, lo cual hubiese generado un exceso en la cantidad de mapas, causando una pérdida del enfoque hacia la información esencial.

Por el contrario, con la reducción del AMC, se ganó a su vez que los mapas obtenidos mostrasen un panorama contextual para aquellos polígonos más chicos, que enriqueciera la información espacial con un AMC más próximo a los valores teóricos según la escala ocupada para cada caso.

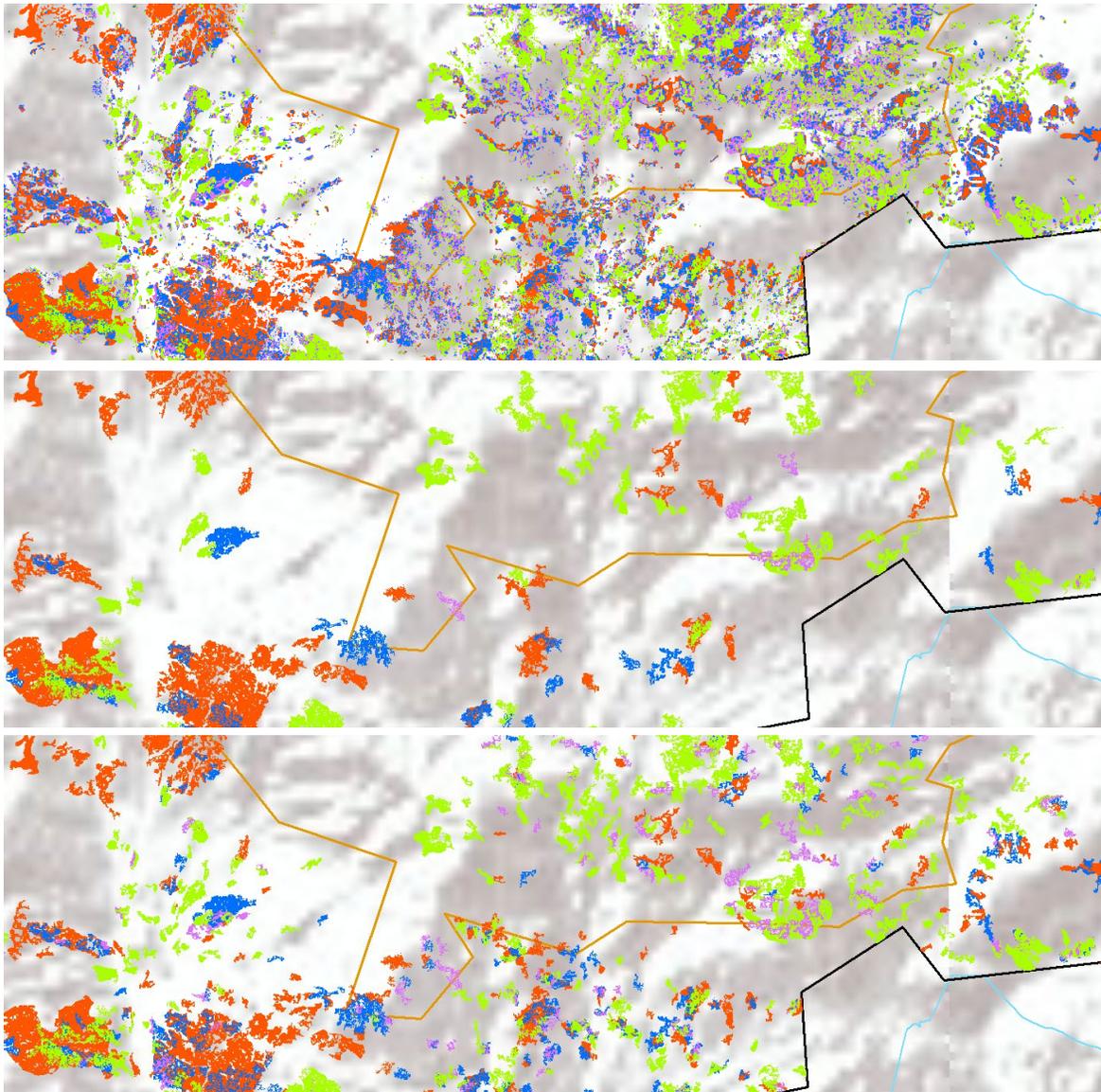


Figura No. 40. Diferencias entre una zona sin criterio de área mínima cartografiable (arriba), la misma zona con un AMC de 16 ha (mitad), y finalmente el AMC elegida de 4 ha (abajo).

CAPÍTULO 5. RESULTADOS

5.1 Comprobación de áreas quemadas

5.1.1 Comprobación mediante combinaciones RGB falso color y puntos de calor

Gracias a la inspección visual que se hizo de los polígonos generados con el índice BAI, y su comparación con las combinaciones de banda RGB falso color, se pudieron identificar zonas sospechosas de no estar quemadas. Como podemos ver en la Figura 41, en la parte superior de la imagen se observa el terreno con la combinación RGB SWIR2-SWIR1-NIR, donde las zonas quemadas destacan en color café.

Al momento de sobreponer la capa de polígonos BAI, lo cual se observa de color amarillo en la parte baja de la imagen, se constató la existencia de polígonos ubicados en zonas que acorde a la coloración de la combinación en falso color no corresponden a zonas quemadas.

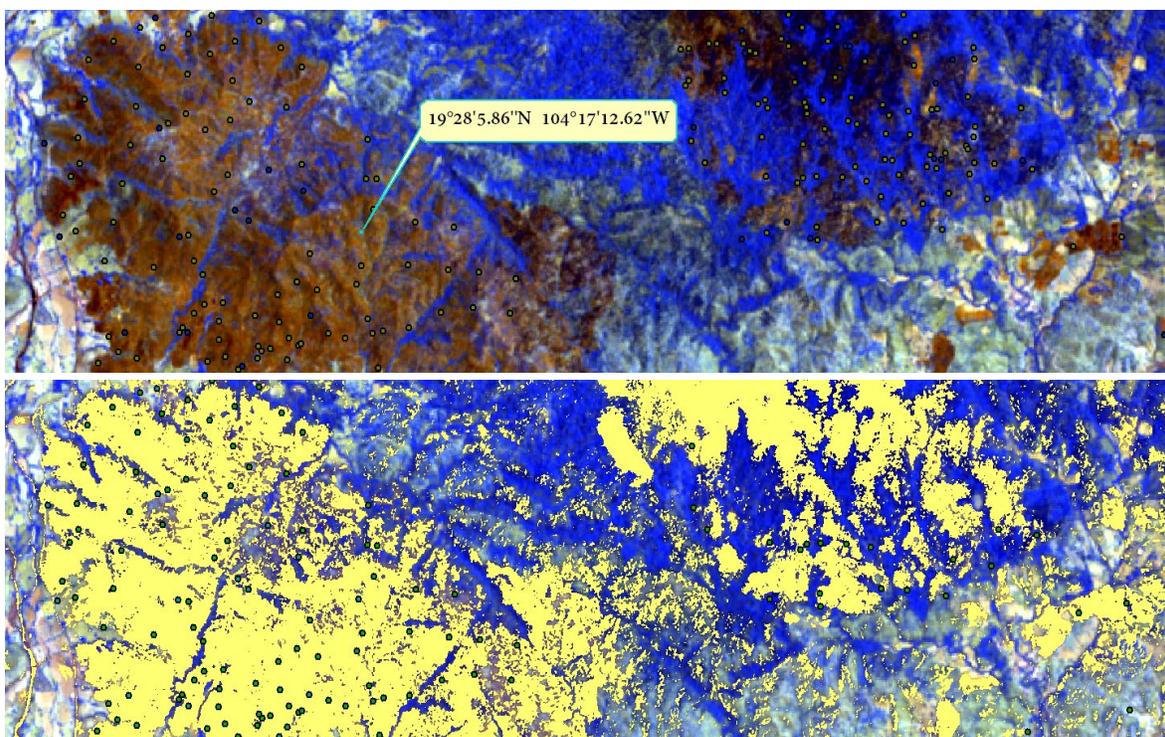


Figura No. 41. Identificación de polígonos sospechosos de no estar quemados.

Asimismo, al desplegar las capas de puntos FIRMS y VIIRS sobre la imagen en RGB “falso color”, se pudo seguir la evolución de los distintos incendios, y dar cuenta que había polígonos delimitados en zonas donde la combinación RGB no era suficiente evidencia para

esclarecer si eran zonas quemada, y que además algunas estaban acompañadas de algún punto de calor mientras que otras no.

Así pues, en la Figura 42, se puede observar un despliegue de todos los puntos de calor usados como evidencia de fuego para cada año estudiado. En esa vista se atestigua los rastros que dejaron cada uno de los incendios, y se tiene una representación de las secciones de la RBSM respaldadas por evidencias de puntos de calor, y cuáles no.

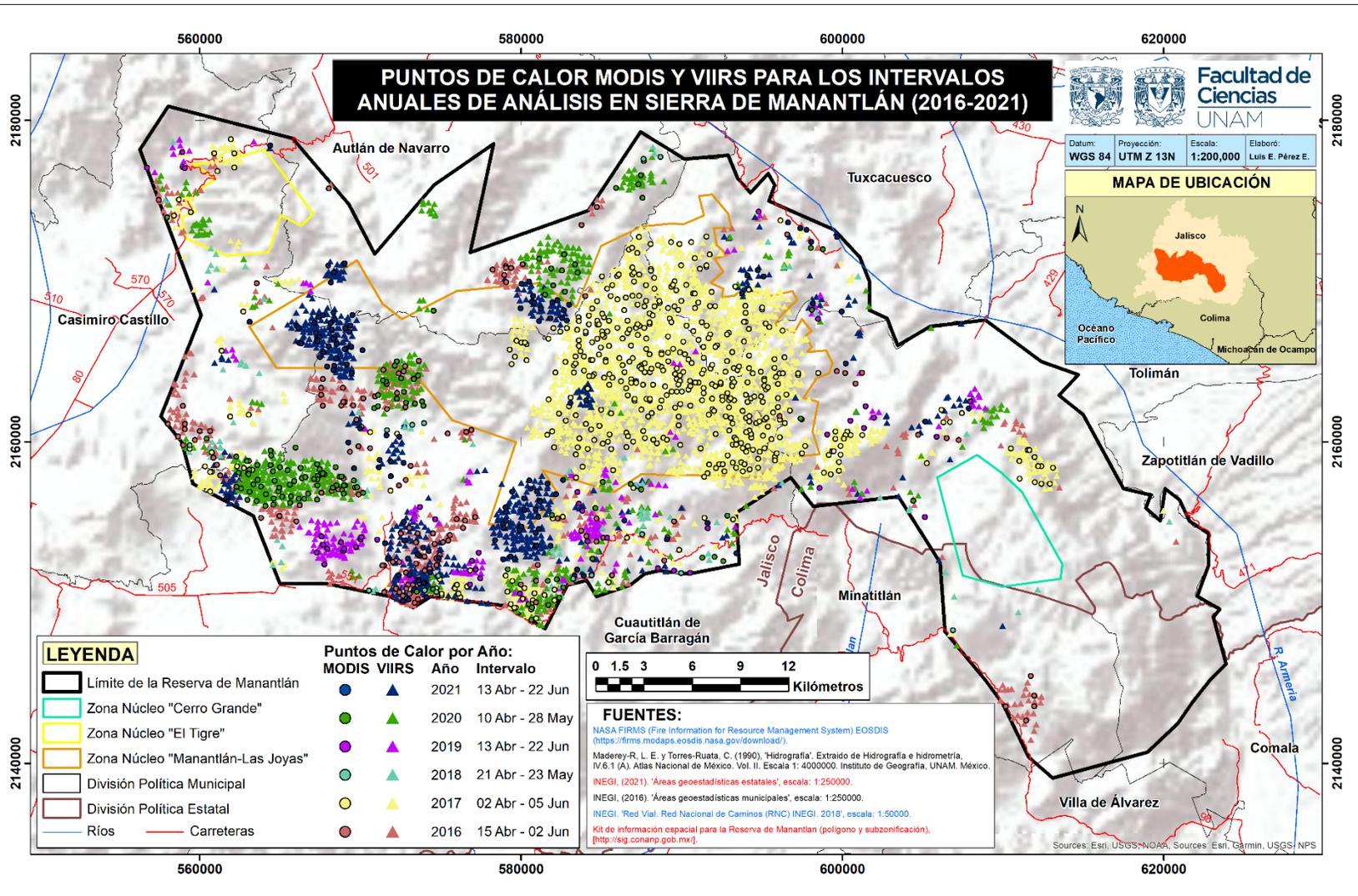


Figura No. 42. Capa de puntos de anomalías térmicas MCD14DL 2017 sobre el polígono de la RBSM. Los puntos son de MODIS, mientras que los triángulos son de VIIRS. Fuente: Elaborado con base en EOS (2021).

Gracias a las combinaciones RGB y al despliegue de puntos de calor, se identificó un primer grupo de zonas que debían ser editadas, ya sea para aumentar o disminuir su superficie quemada, o bien, que necesitaron eliminarse. Esto también dio pie a la inspección de superficies que requirieron de mayor análisis.

5.1.2 Condiciones de sombreado para la RBSM

Mediante la construcción de los modelos de sombreado se conocieron los patrones de distribución de las sombras que la superficie proyectó para cada una de las fechas dentro del rango de imágenes satelitales utilizadas en el periodo de estudio. Al analizar los metadatos de cada imagen se encontró que los valores de azimut para las fechas de captura rondaron entre los 74.34° y los 141.99°, mientras que la elevación de sol se ubicó entre los 62.02° y los 71.51° con respecto a la horizontal (Tabla 13).

Tabla No. 13. Valores de incidencia lumínica acorde a la posición del sol

Fecha	Satélite	Azimut	Altitud
15/Abr/2016	Landsat 8	106.98°	65.05°
02/Jun/2016	Landsat 8	76.92°	67.54°
02/Abr/2017	Landsat 8	115.88°	62.02°
05/jun/2017	Landsat 8	76.13°	67.40°
21/Abr/2018	Landsat 8	102.88°	65.95°
23/may/2018	Landsat 8	81.21°	67.73°
13/abr/2019	Sentinel 2	115.21°	68.14°
23/abr/2019	Sentinel 2	107.13°	54.8°
22/jun/2019	Sentinel 2	74.34°	57.21°
10/abr/2020	Landsat 8	110.49°	64.03°
28/may/2020	Landsat 8	78.40°	67.71°
16/feb/2021	Sentinel 2	141.99°	51.03°
07/abr/2021	Sentinel 2	119.16°	54.02°
06/jun/2021	Sentinel 2	76.20°	56.69°

Con el análisis de los patrones de sombreado se lograron identificar aquellas zonas que estaban influidas por el efecto de la pendiente, y con ello se pudieron localizar los polígonos bajo este efecto que serían sometidos a un análisis de firma espectral para determinar sus particularidades con respecto a polígonos quemados y aquellos no quemados en los que la sombra de la pendiente no fue factor. En la Figura 43 expuesta a continuación, se ilustran las sombras proyectadas bajo las condiciones de iluminación del día 5 de junio de 2017, en donde las partes más oscuras corresponden a sombras.

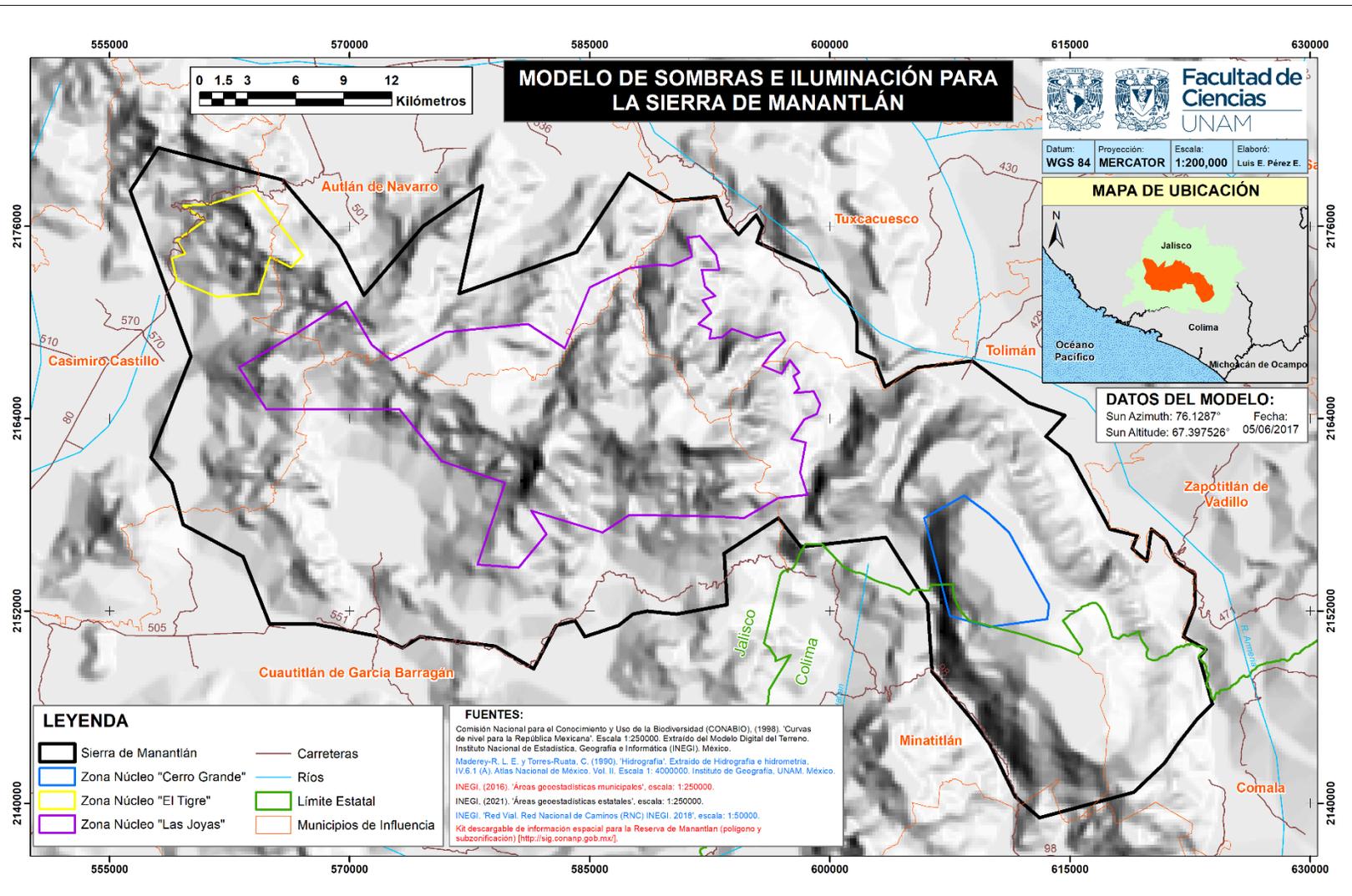


Figura No. 43. Modelo de sombras e iluminación para la RBSM. Fuente: Elaborado con base en CONABIO (1998).

5.1.3 Firmas espectrales

Al llevar a cabo el análisis de firmas espectrales, se reveló el comportamiento de la reflectancia espectral para las distintas zonas evaluadas. En este sentido, para una zona arrasada por el fuego en 2018 (Figura 44), la firma espectral de la vegetación previa al incendio (línea verde) presentó una baja reflectividad en la zona de los 0.4-0.7 μm , misma que aumenta considerablemente entre los 0.84-1.6 μm , para descender de forma marcada por encima de los 1.6 y hasta los 2.2 μm que abarca el rango espectral analizado.

Caso contrario cuando la misma vegetación se quema (línea café), puesto que su reflectividad en la zona entre los 0.6-0.7 μm aumenta considerablemente, mientras que en la zona entre los 0.84-1.6 μm presenta un notable descenso, para finalmente ir decayendo en reflectividad por encima de los 1.6 μm , pero manteniéndose la firma muy por encima de los valores marcados por la vegetación sana.

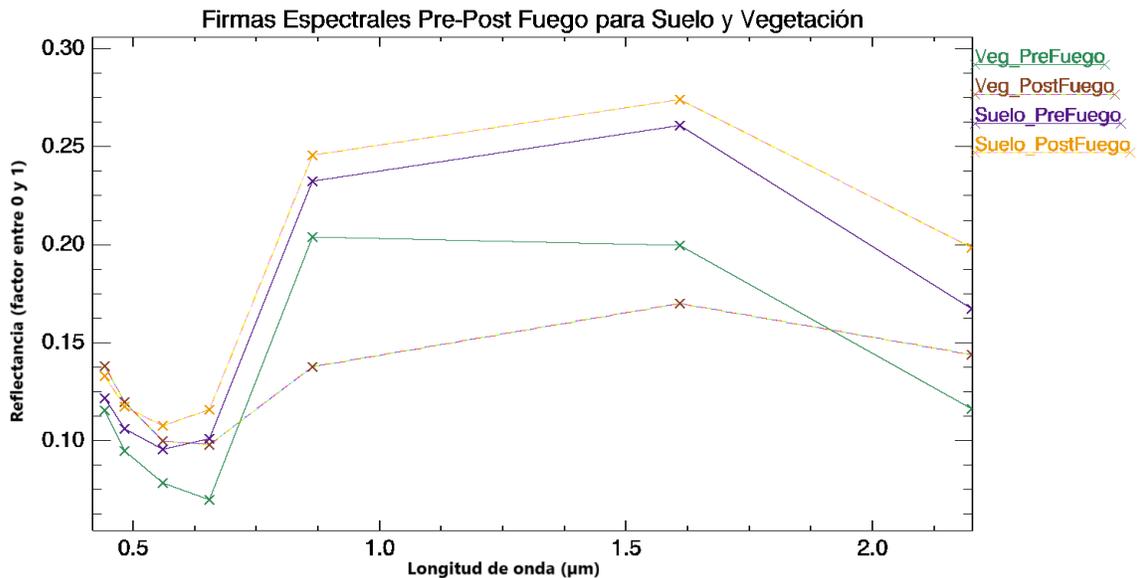


Figura No. 44. Firmas espectrales para vegetación (19°27'15.68" N, 104°17'30.47" O) y suelo desnudo (19°38'13.03" N, 104°24'30.96" O).

Después, en el caso particular de la firma recabada para suelo desnudo, previo a la ocurrencia del fuego (línea morada), podemos ver en la misma figura cómo la curva tiene un aumento de reflectividad constante desde el visible y hasta el infrarrojo medio. Si comparamos esta curva con la arrojada después del fuego se puede ver que ambas siguen un comportamiento similar en todo su recorrido antes y después de haber ocurrido el incendio sobre el terreno. La diferencia en la firma posterior al fuego (línea discontinua naranja) muestra un aumento proporcional en la reflectividad de toda la curva, volviéndose ligeramente mayor la diferencia en la zona del infrarrojo medio de onda corta.

Para el caso de las zonas no quemadas, se presentan las firmas correspondientes a 2 polígonos en distintas zonas sin pendiente topográfica (Figs. 45 y 46), y otras 2 firmas para zonas en las que se estableció la influencia de la pendiente en los valores registrados en sus píxeles (Figs. 46 y 47), provocando que fuesen seleccionadas como área quemada por el BAI. Para todas las zonas se representa la firma espectral evaluada en hasta 3 oportunidades, antes del inicio de la temporada de incendios, a mitad de temporada, e inmediatamente después de concluir la temporada.

En general, para las firmas de las cuatro zonas no quemadas, el comportamiento indica un aumento gradual en la reflectancia para todas las regiones del espectro analizadas. Ejemplo de ello está representado en la Figura 45, donde para una firma evaluada entre el 20 de marzo y el 23 de mayo de 2018 se observa que en la primera fecha (línea café) la firma espectral muestra un pico mínimo ligeramente por debajo de 0.05 en factor de reflectancia para la zona comprendida entre los 0.6 y 0.7 μm . Luego, entre los 0.8 y 0.9 μm , la reflectancia aumenta hasta rebasar un valor de 0.20, para después descender hasta factores de reflectancia cercanos a 0.13 en la zona de entre 1.6 y 1.7 μm .

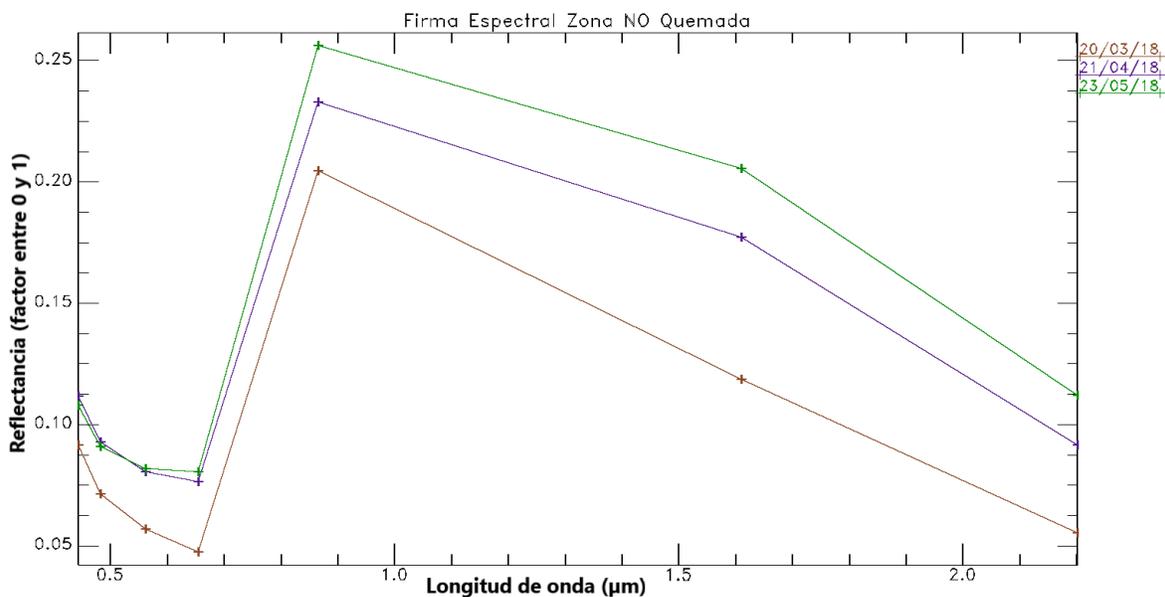


Figura No. 45. Firma espectral para zona no quemada sin pendiente No. 1 (19°36'10.7964" N, 104°12'03.60" O).

Cuando observamos la firma del 23 de mayo para esa misma zona (línea verde), el valor de reflectancia entre los 0.5 y 0.6 μm se encuentra cercano a un factor de 0.08, aumentando por encima de 0.25 para la zona de 0.85 μm y colocándose por encima de los 0.21 de reflectancia al llegar a la región de los 1.6 μm . Por último, la firma tomada a mitad de temporada, correspondiente al 21 de abril (línea morada), registra un recorrido situado en

valores de reflectancia intermedios a las otras dos firmas para las mismas longitudes de onda.

A continuación, se presenta la firma espectral para otra zona no quemada sin influencia de pendientes (Figura 46), en donde para el 20 de marzo el factor de reflectancia registra un valor aproximado de 0.06 en la región visible, incrementándose hasta casi 0.20 en longitudes del infrarrojo cercano y finalmente, cayendo apenas a 0.17 de reflectancia dentro del rango de los 1.6 μm o infrarrojo medio de onda corta.

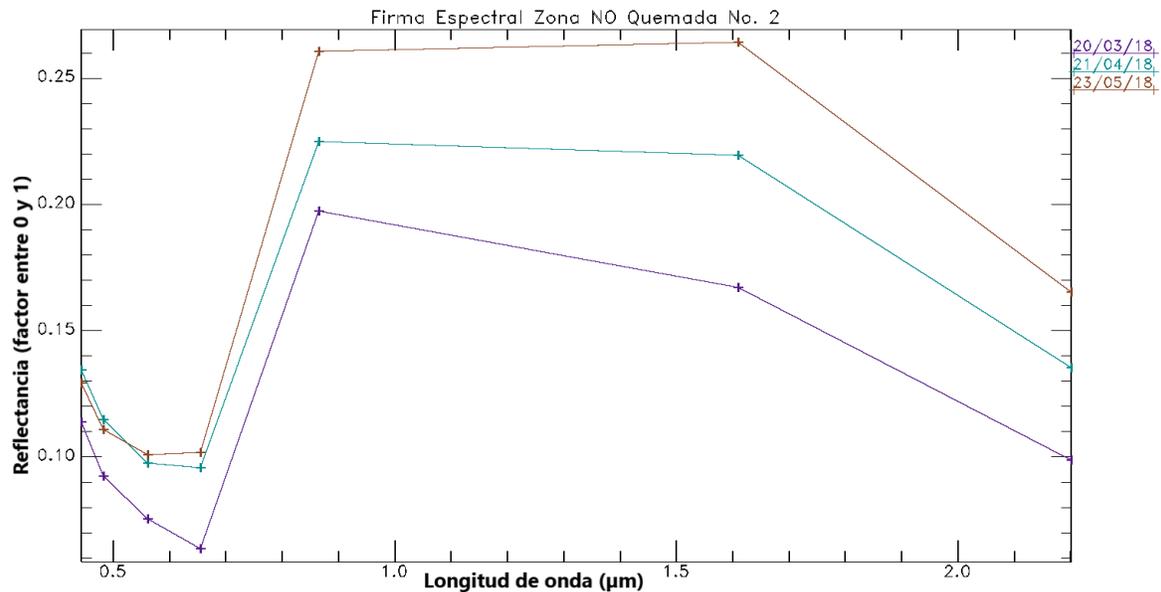


Figura No. 46. Firma espectral para la zona no quemada sin pendiente No. 2 (19°36'53.9964" N, 104°25'04.8002" O).

La firma de la fecha intermedia (21 de abril de 2018) muestra que, tanto para la región visible como infrarrojo cercano e infrarrojo medio de onda corta, el factor de reflectancia posee valores más altos con respecto a la firma del 20 de marzo, con 0.1, aproximadamente 0.23, y finalmente un descenso próximo a 0.22 respectivamente. Tal comportamiento se acentúa más cuando pasamos a la última fecha, el 23 de mayo de 2018 (línea café), en donde la firma registró una reflectancia por encima de 0.1 a los 0.65 μm , 0.26 a la longitud de 0.86 μm y finalmente se posicionó por encima de 0.26 dentro del SWIR o 1.6 μm .

Por otro lado, para las zonas no quemadas con influencia de la pendiente, se identificó un comportamiento peculiar. En una primera zona de análisis (Figura 47), para el 20 de marzo (línea turquesa) la reflectancia se colocó por encima de 0.03 a los 0.66 μm , ascendió hasta una reflectancia de 0.22 a los 0.86 μm de longitud de onda, y finalmente se posicionó en 0.10 a 1.6 μm de longitud, continuando con un descenso muy notorio.

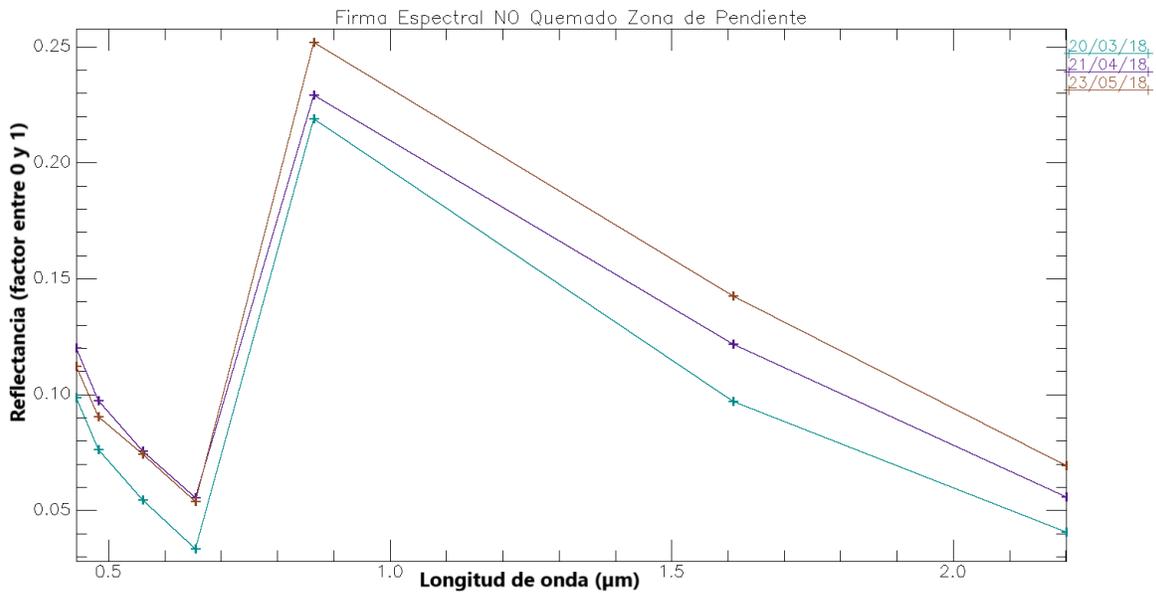


Figura No. 47. Firma espectral para una zona no quemada con pendiente No. 1 (19°36'21.5964" N, 104°23'42" O).

Para la condición post-fuego, la reflectancia fue de 0.05 en el visible, 0.25 en el infrarrojo cercano y de nueva cuenta se evidenció un descenso hacia 0.14 dentro de la región del SWIR, para seguir disminuyendo paulatinamente. La firma para la fecha intermedia (línea morada) registró valores de reflectancia intermedios a las 2 fechas extremas. Lo destacable es que en esta zona no quemada con pendiente No. 1, la reflectancia para la zona de los 1.6µm mostró valores notablemente inferiores en sus 3 fechas a comparación con los valores para esta región espectral vistos en las zonas no quemadas sin efecto de la pendiente.

Se observó que, en todas las zonas no quemadas, la firma espectral se comportaba de forma similar en su evolución fecha tras fecha. Sólo en el último caso, para la zona con pendiente No. 2, se obtuvo una variación en la reflectancia arrojada por la última fecha para la zona del infrarrojo medio o 1.6 µm (Figura 48).

En esa región del SWIR, contrario a la tendencia vista en otras firmas, en la que la reflectividad aumentaba gradualmente desde el inicio y hasta el fin de la temporada de incendios, se obtuvo un mayor valor de reflectividad para la imagen intermedia (línea café), que se mantuvo por encima del valor de reflectancia del 23 de mayo mientras ambas firmas descendieron con el aumento en la longitud de onda.

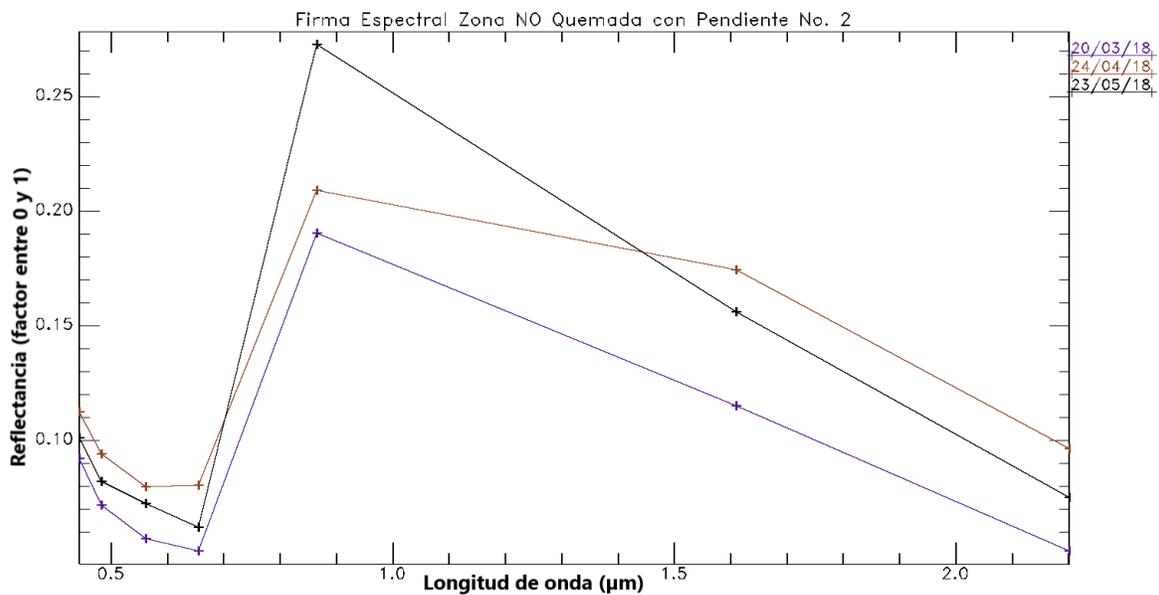


Figura No. 48. Firma espectral para la zona no quemada con pendiente No. 2 (19°35'41.9964" N, 104°12'25.2001" O).

Con el análisis anterior se reforzó el criterio utilizado para eliminar aquellos polígonos que se sospechaba no se quemaron, y que con ayuda de los compuestos de bandas RGB 7-6-5 y 7-5-4 en Landsat 8 (y sus análogos en Sentinel 2), además de los puntos de calor e inspección de sombreado, se habían logrado diferenciar de las zonas quemadas.

De forma particular, se conoció el patrón espectral arrojado por zonas quemadas y el correspondiente tanto a zonas no quemadas como zonas no quemadas bajo influencia de pendiente, pudiendo así determinar a qué situación espectral pertenecieron los distintos polígonos sospechosos.

5.1.4 Eliminación de polígonos no quemados

Al ejecutar las técnicas utilizadas para validar áreas quemadas se identificaron polígonos delimitados de forma inexacta o errónea por el BAI, y se editaron o eliminaron de las capas finales de hectáreas quemadas para todo el periodo de estudio. En la Figura 49 se observa la misma zona presentada en secciones anteriores (Figura 41), pero libre de todas las zonas confirmadas como no quemadas. Entre los aspectos más destacables de la imagen se observa que, hacia el centro de la zona hay zonas oscurecidas o regiones de pendiente originalmente identificadas como quemadas en la Figura 41.

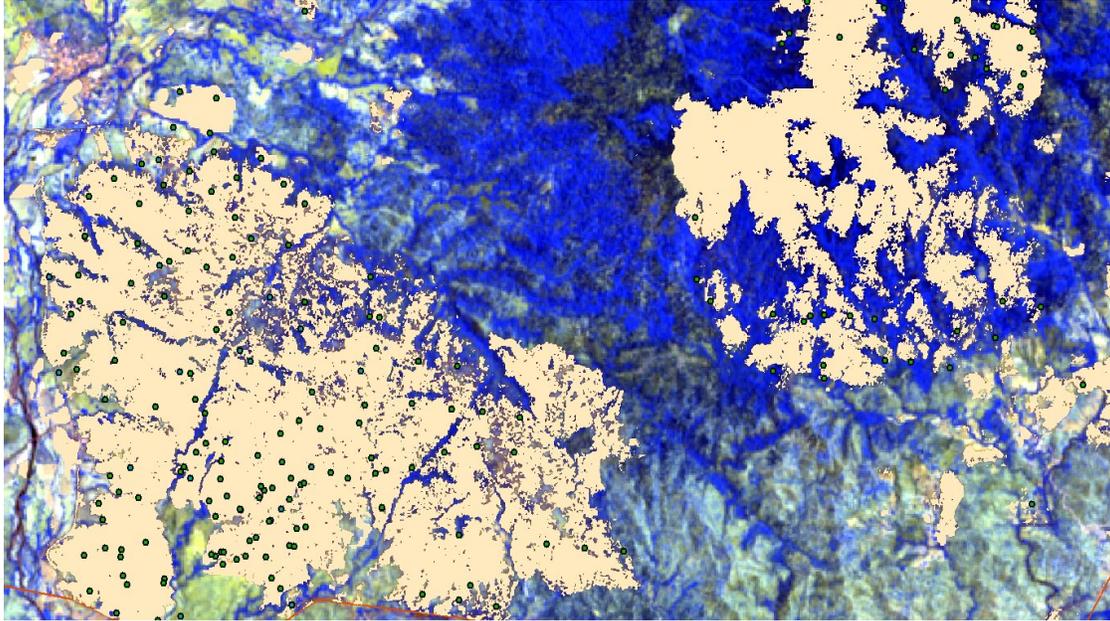


Figura No. 49. Polígonos quemados después de remover falsos positivos, proyectados sobre imagen Sentinel-2 del 27/05/2021 en composición RGB falso color 12-11-8.

5.2 Total de superficie quemada durante el periodo de estudio

Dentro del periodo de estudio se encontró que el año 2017 registró una cantidad de superficie quemada considerablemente mayor al resto de años analizados, con 16,731.79 ha de áreas incendiadas (Figura 50), lo que representa un 11.99 % del total del área de la RBSM. A su vez, el segundo año con mayor superficie quemada en este estudio resultó ser 2016 con un total de 10,049.97 ha.

Superficie quemada para el período 2016-2021 en la RB Sierra de Manantlán (ha)

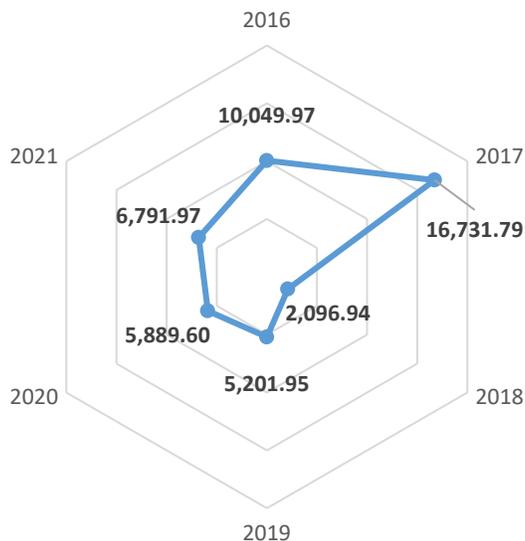


Figura No. 50. Diagrama con desglose de totales de área quemada por año.

Anualmente se registró una media de $7,793.7 \pm 2071.88$ ha de superficie quemada, siendo 2021 el año con la cifra más cercana al valor promedio al registrar 6971.97 ha quemadas. Además, el año 2018 fue el que tuvo la cifra más baja de superficie afectada por fuego, con 2096.94 ha. En este periodo de estudio se quemó un acumulado total de 46,762.22 ha, incidiendo sobre el 26.17 % del total del territorio de la RBSM, ya sea que se haya quemado una o varias veces en una misma zona dentro del periodo 2016-2021.

Ahora, en cuanto a la distribución espacial de las superficies incendiadas, en la Figura 51 se puede observar la ubicación de las distintas zonas que se incendiaron en cada año del periodo de estudio. Destaca que el sector este de la RBSM es la que menos cantidad de afectación sufrió con respecto al resto de su territorio. Del mismo modo, las zonas quemadas se ubicaron por lo regular hacia el sector centro-sur y oeste de la RBSM.

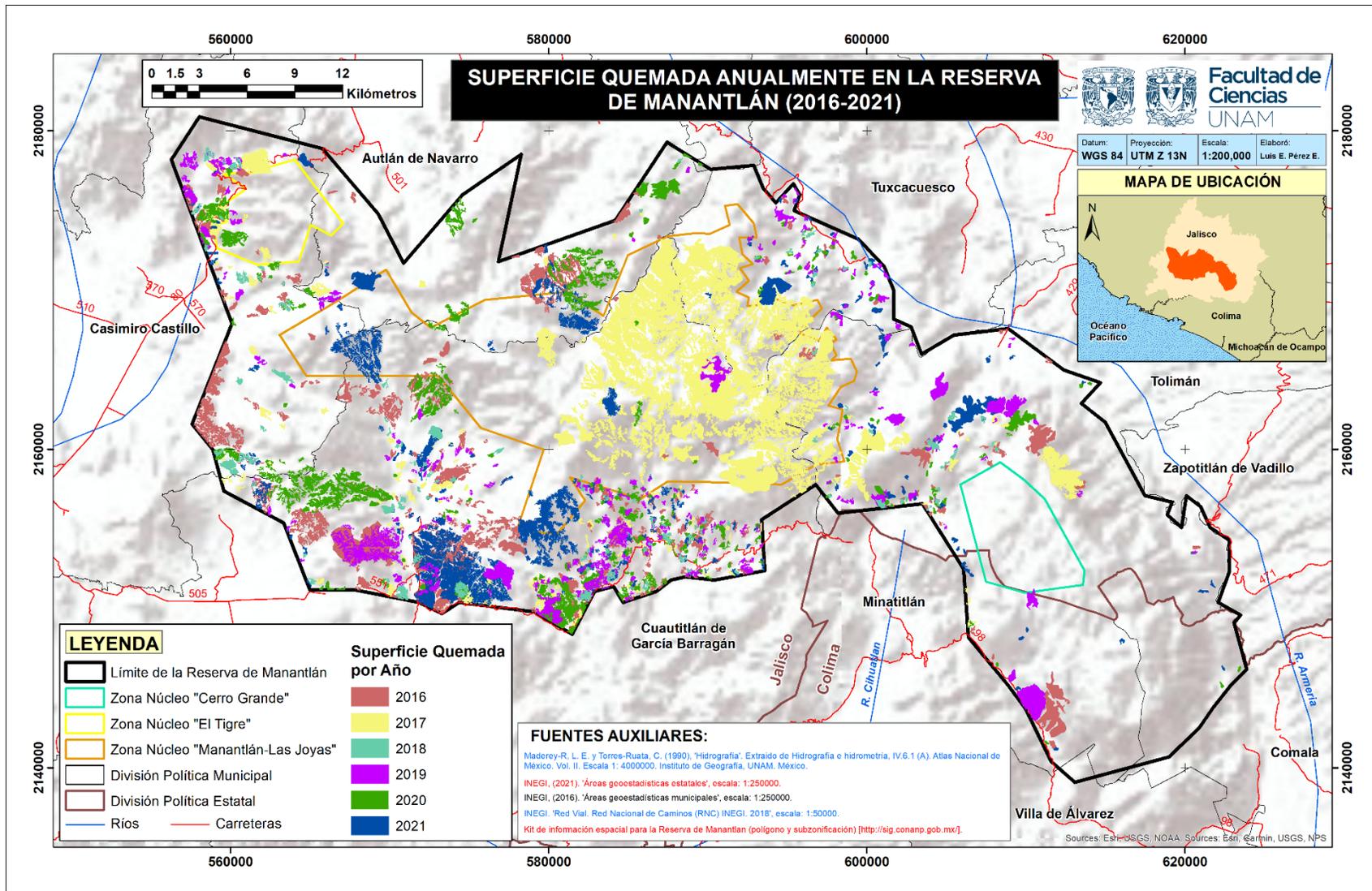


Figura No. 51. Mapa de distribución de superficies quemadas por año en la RBSM. Elaboración propia.

5.3 Superficie quemada por zona

Un dato preocupante que se encontró en este estudio fue que el área que comprende a las distintas zonas en las que se subdivide la Sierra de Manantlán, en la zona núcleo Las Joyas hubo afectaciones por fuego en 13,742 ha de su territorio, lo cual representa el 39.81 % del mismo. Ya sea que se haya quemado una o más veces en los distintos puntos donde hubo incendios dentro del periodo de análisis. Lo anterior supera por mucho al 22.95 % del territorio afectado para la zona de amortiguamiento (Figura 52). Sin embargo, hay que considerar que esta última es mucho más grande en extensión, ocupando unas 97,670.86 ha, de las cuales presentaron incendios 22,417.98 ha, lo que en términos absolutos es una cantidad superior a las hectáreas quemadas dentro de Las Joyas.

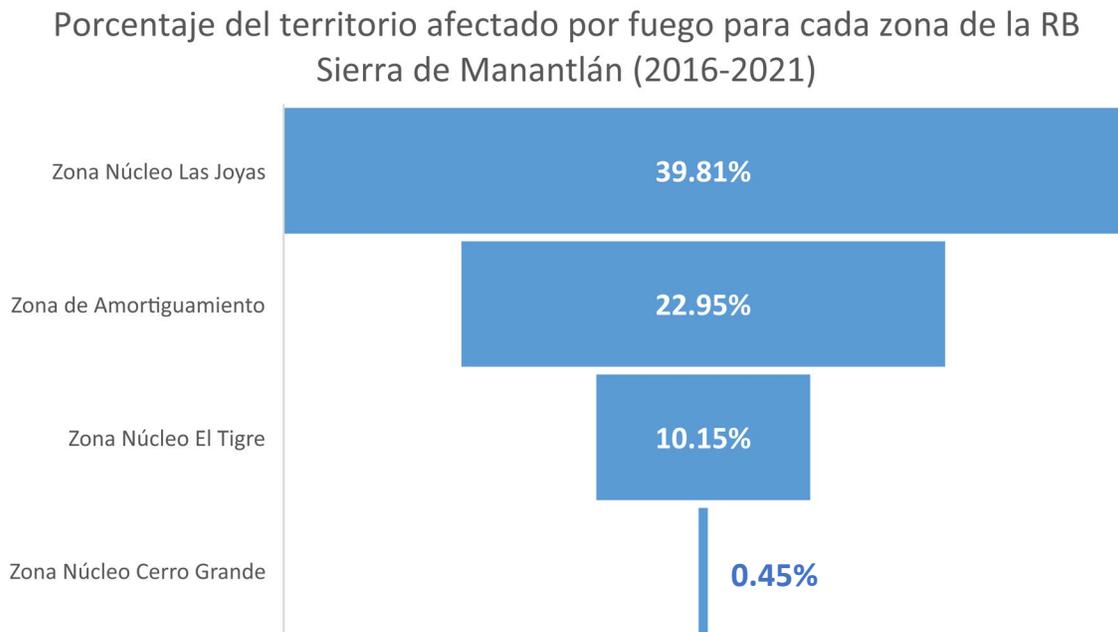


Figura No. 52. Territorio relativo que fue afectado por fuego en función de la extensión total para cada zona de la RBSM.

Entre otras cosas, la zona núcleo Cerro Grande registró una cantidad ínfima de su territorio afectado, con apenas un 0.45 %, o bien, 17.86 ha afectadas en todo el periodo 2016-2021. Por su lado, la zona núcleo El Tigre resultó con afectaciones en 343.81 de sus 3,385.66 ha de territorio. Por último, cabe destacar que el año en el que mayor superficie quemada registro la zona núcleo Las Joyas fue en 2017, mientras que la Zona de Amortiguamiento registró su pico máximo de superficie quemada en 2016.

5.4 Zonas de alta reincidencia de incendios

Un aspecto relevante al conjuntar un análisis multitemporal de áreas quemadas es que se pudo obtener un mapa de zonas de reincidencia de incendios evaluando. Es decir, las zonas en las que se quemó en un mismo punto para todos los años del periodo 2016-2021. Se hizo una segunda aproximación donde se volvieron a evaluar las zonas de reincidencia, pero omitiendo al año 2018, que al ser el año en el que se quemó muy poca superficie comparada con el resto, se consideró que podría ocultar puntos de reincidencia relevantes que sí se quemaron en los otros 5 años (Figura 53).

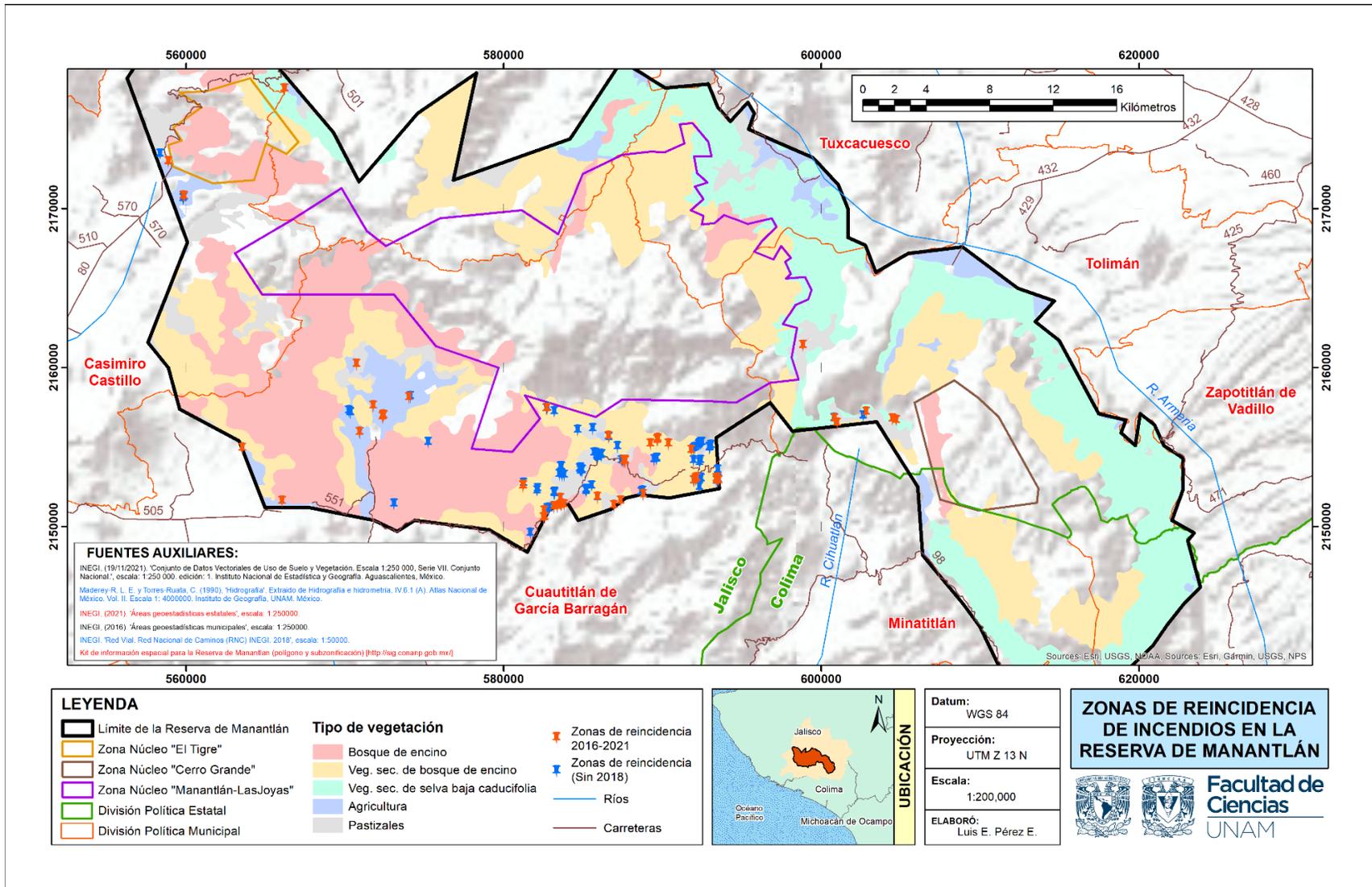


Figura No. 53. Mapa con zonas de alta reincidencia de incendios dentro de la RBSM. Elaboración propia.

Para el presente estudio se encontró que hay zonas de alta reincidencia en usos de suelo como agricultura o pastizales. Sin embargo, también se encontraron en ecosistemas ubicados al centro-sur de la RBSM, como bosque de encino y su vegetación secundaria asociada, así como en el área de vegetación secundaria de selva baja caducifolia localizada al noroeste de la RBSM. También se encontró que hay una alta incidencia de fuego en el sector noroeste de la RBSM, así como en toda la zona de amortiguamiento al sur de la zona núcleo Las Joyas. Asimismo, la región al noroeste de la zona núcleo Cerro Grande también registró varios puntos de reincidencia de áreas quemadas. La única zona donde no se registró una alta reincidencia de incendios fue en el sector centro-norte.

Por último, al haber eliminado al año 2018 del segundo análisis para revelar puntos de alta reincidencia, esto ocasionó la aparición de muchas otras zonas críticas. Aunque los nuevos puntos se distribuyeron generalmente sobre las mismas zonas ya localizadas a partir del análisis hecho para el periodo 2016-2021.

5.5 Principales tipos de vegetación afectados por el fuego

En el caso de la vegetación afectada, el 24.86 % de la superficie quemada se dio sobre el ecosistema de bosque de encino, mientras que el 29.74 % cayó sobre la vegetación secundaria de bosque de encino. Lo cual convierte al bosque de encino y su vegetación secundaria asociada en el 54.6 % del total de las hectáreas quemadas en el periodo 2016-2021 (Figura 54).

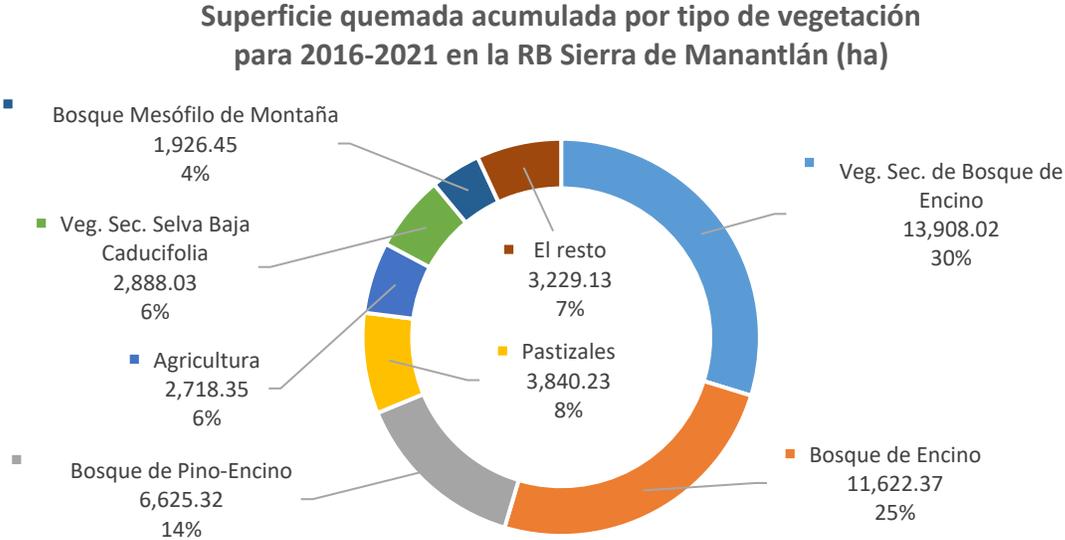


Figura No. 54. Distribución acumulada de la superficie quemada para los principales tipos de vegetación afectados.

En la figura anterior también se ilustra el caso de las secciones de agricultura y pastizal, que nos ayuda a dimensionar el protagonismo de estas secciones con respecto al uso de suelo. Particularmente el sector agrícola contribuyó con el 6 % del registro total de áreas quemadas mientras que los pastizales con el 8 %. Lo anterior coloca al área de pastizales como el cuarto registro más alto por detrás de bosque de pino-encino y su 14 %, mientras que la agricultura se va al séptimo. Por detrás de todos se encuentran los usos de suelo agrupados como “el resto” (7 %) y la vegetación secundaria de selva baja caducifolia. Para mayor detalle sobre la superficie quemada en cada uso de suelo para los distintos años del presente estudio puede encontrarse un desglose completo en el Anexo 2 disponible en la sección de anexos.

En otra perspectiva, si consideramos el área total que cada uso de suelo tiene, el área total de la matriz de bosque de encino presente en la RBSM es de aproximadamente 23,781.45 ha, con lo cual se convierte en el tercer tipo de vegetación más afectada al ser incendiada el 35.13 % del total de su territorio durante todo el periodo de estudio, ya sea una o varias veces en las distintas zonas (Tabla 14). La vegetación secundaria de bosque de encino, comprendida por unas 31,475.05 ha, sufrió afectaciones en el 34.35 % de su territorio, siendo el cuarto registro más alto.

En primer lugar, por el porcentaje del territorio de la RBSM que representa el bosque de encino, en conjunto con su vegetación asociada (39.59 %) y la cantidad acumulada de hectáreas quemadas, podemos considerarlo como el ecosistema más representativo.

En segundo lugar, encontramos el ecosistema de bosque de pino-encino, en el cual se registró el 14.17 % del total de superficie incendiada en la RBSM en el periodo 2016-2021. Si tomamos en cuenta que este ecosistema abarca unas 17,706.63 ha, el porcentaje del territorio de bosque de pino-encino afectado asciende a un 35.20 %. El año en que mayor superficie de bosque de encino y su vegetación asociada sufrió los estragos del fuego fue durante 2016, mientras que en 2017 fue cuando mayor superficie quemada registró el ecosistema de bosque de pino-encino.

Tabla No. 14. Territorio relativo afectado por tipo de vegetación

Tipo de Vegetación	Área total por uso de suelo (ha)	% del total de la RBSM	Territorio quemado acumulado (ha)	% afectado del territorio por tipo de vegetación
Bosque de Encino	23,781.45	17.04	8,354.29	35.13
Veg. Sec. Bosque de Encino	31,475.05	22.55	10,812.75	34.35
Bosque de Pino	703.1	0.5	523.98	74.52
Bosque de Pino-Encino	17,706.63	12.69	6,232.5	35.20
Bosque Mesófilo de Montaña	13,259.98	9.5	1,904.18	14.36
Veg. Sec. Bosque Mesófilo de Montaña	2,210.04	1.58	499.79	22.61
Selva Mediana Subcaducifolia	127.68	0.09	34.54	27.05
Veg. Sec. Selva Med. Subcaducifolia	3,662.46	2.62	816.01	22.28

Un dato alarmante es que el ecosistema de bosque de pino, a pesar de tener apenas unas 703.1 ha de territorio y prácticamente carecer de vegetación secundaria asociada dentro de la RBSM, sufre los estragos del fuego en un 74.52 % de su territorio, convirtiéndose en el tipo de vegetación más afectado en términos relativos a su tamaño.

Por su parte, el bosque mesófilo de montaña que, en conjunto con su vegetación secundaria asociada, representa el tercer ecosistema más grande por extensión territorial (11.08 % del total de la RBSM), resultó afectado en un 14.36 % para la zona matriz y en un 22.61 % en la zona de vegetación secundaria de su territorio. En el año 2017 fue cuando mayor superficie se quemó en bosque mesófilo, con un total de 1381.86 ha. Para mayor detalle sobre el territorio relativo afectado por fuego para cada tipo de vegetación, puede consultar el Anexo 3.

5.6 Matrices de confusión y grado de precisión alcanzada

Pasando a otro aspecto, toca hacer revisión de las matrices de confusión construidas para evaluar confiabilidad de los resultados obtenidos, así como de los valores arrojados por el índice *kappa* para evaluar concordancia para la clasificación realizada con BAI (Tablas 15 a 18). Como primer punto se abordará la precisión global alcanzada, que para todas las zonas sometidas a evaluación registró un valor mínimo de 92.47 % y un máximo de 97.36 %. Esto último corresponde a niveles de precisión global bastante buenos. Asimismo, los errores de omisión registraron un valor punta de hasta 15.33 % y un mínimo de 3.75 % entre todos los casos evaluados. En el caso de los errores de comisión, el valor mínimo se ubica en 1.89 % mientras que el máximo registra un 12.17 %. Estos valores en términos generales indican que la cartografía creada con BAI sobre Landsat 8, tiene niveles de error bajos.

Tabla No. 15. Matriz de confusión para evaluar confiabilidad del polígono 2016 S1.

2016 S1	BAI			
S2A		Quemado	No quemado	Total
	Quemado	19.823	3.314	23.137
	No quemado	0.877	64.579	65.456
	Total	20.700	67.893	88.593
Precisión global: 95.27% Errores de omisión: 14.32% Errores de comisión: 4.24% Índice <i>kappa</i> : 0.87				

Tabla No. 16. Matriz de confusión para evaluar confiabilidad del polígono 2017 S1.

2017 S1	BAI			
S2A		Quemado	No quemado	Total
	Quemado	30.049	4.203	34.252
	No quemado	4.072	124.684	128.756
	Total	34.121	128.887	163.008
Precisión global: 94.92% Errores de omisión: 12.27% Errores de comisión: 11.93% Índice <i>kappa</i> : 0.85				

Tabla No. 17. Matriz de confusión para evaluación de confiabilidad del polígono 2018 S1.

2018 S1	BAI			
S2A		Quemado	No quemado	Total
	Quemado	54.395	6.484	60.880
	No quemado	1.045	223.832	224.877
	Total	55.440	230.317	285.757
Precisión global: 97.36% Errores de omisión: 10.65% Errores de comisión: 1.89% Índice <i>kappa</i> : 0.92				

Tabla No. 18. Matriz de confusión para evaluación de confiabilidad del polígono 2020 S1.

2020 S1	BAI			
S2A		Quemado	No quemado	Total
	Quemado	67.450	4.981	72.432
	No quemado	3.110	125.590	128.700
	Total	70.560	130.571	201.131
Precisión global: 95.98% Errores de omisión: 6.88% Errores de comisión: 4.41% Índice <i>kappa</i> : 0.91				

El parámetro más robusto para evaluar la confiabilidad de los resultados fue el índice *kappa*, mismo que registró un valor mínimo de 0.84 y un máximo de 0.92 entre todas las zonas evaluadas. Para una vista general de los valores de confiabilidad obtenidos para todas las zonas evaluadas, se puede consultar el Anexo 4.

5.7 Superficie quemada por clase de severidad

En el caso del grado de severidad con el cual fueron afectadas las superficies quemadas para el periodo 2016-2021 (Tabla 19), se encontró que en el acumulado total, el 31.66 % de la superficie quemada en los 6 años estudiados, sufrió un grado de severidad baja. Para el resto de las categorías de severidad el porcentaje es muy equilibrado, ya que el 22.63 % de superficie quemada adquirió un valor de severidad moderada baja, el 23.78 % una severidad moderada alta, y finalmente el 21.93 % una severidad alta.

Tabla No. 19. Superficie quemada anual por rango de severidad.

Año	Superficie quemada (ha)	% del total de la RBSM	Severidad (ha)			
			Alta	Moderada alta	Moderada baja	Baja
2016	10,049.97	7.2%	5,590.46	2,961.90	1,039.93	456.68
2017	16,731.79	11.99%	1,890.61	3,515.97	4,796.79	6,528.43
2018	2,096.94	1.5%	192.5	375.37	425.72	1,103.35
2019	5,201.95	3.73%	313.26	767.44	1,121.82	2,999.43
2020	5,889.60	4.22%	1,225.1	1,567.47	1,265.74	1,831.3
2021	6,791.97	4.87%	1,042.11	1,932.15	1,932.98	1,884.74
Acumulado	46,762.22	26.17%	10,254.02	11,120.29	10,582.97	14,803.93

El año 2016 es aquel en el que la clase de severidad alta dominó el porcentaje total de superficie quemada en dicho año, representando el 55.63 % respecto al resto de clases de severidad, lo cual es muy alto. En el año 2020 el grado de severidad dominante fue el de moderada alta con un 26.61 % de la superficie quemada que registró tal grado de severidad. En cambio, el año 2021 presentó prácticamente un empate entre las categorías de severidad moderada alta y moderada baja, con unas 1932 ha quemadas para ambos grados de severidad, siendo la severidad moderada alta la que representó un 28.45 % respecto del total quemado ese año. Para los años 2017, 2018 y 2019 la categoría de severidad dominante fue la categoría baja. Sin embargo, no hay que desestimar, sobre todo en el caso de 2017, los valores de superficie quemada registrados para el resto de las clases de severidad, al tratarse del año con mayor cantidad de hectáreas quemadas.

En la Figura 55 expuesta a continuación, puede observarse una distribución general de las zonas quemadas por clase de severidad para todo el periodo de estudio. La imagen enfoca la zona centro de la RBSM por ser la sección que mayor cantidad de hectáreas quemadas registró, sin embargo, para acceder al resto de las zonas y observar la severidad de las áreas quemadas que ahí se reportaron, pueden consultarse los Anexos 5 y 6.

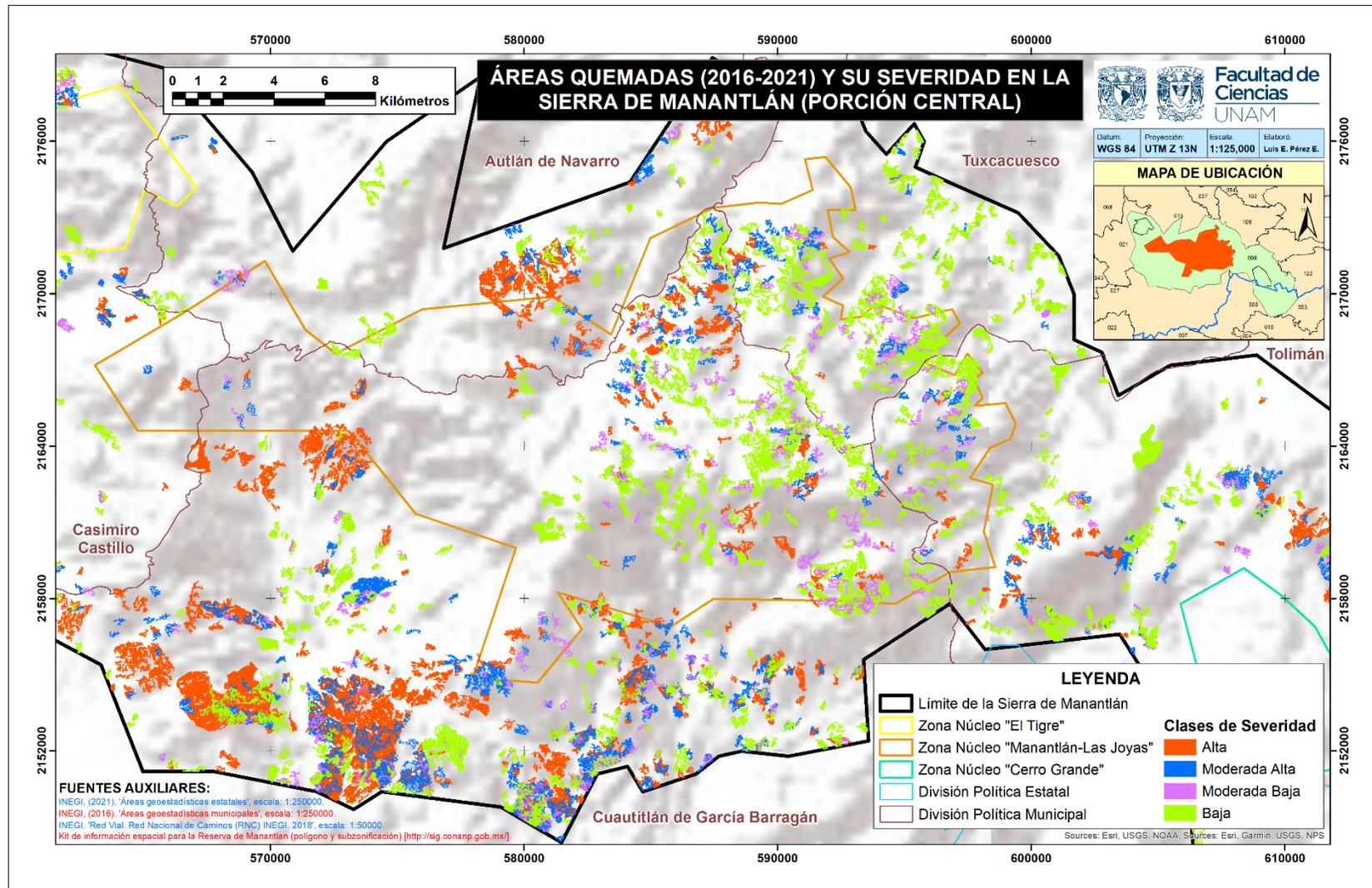


Figura No. 55. Mapa de grados de severidad alcanzados por las zonas quemadas en el acumulado para el periodo 2016-2021. Elaboración propia.

5.8 Severidad alcanzada por zona

Para este estudio se propuso hacer un desglose de la superficie total quemada en el periodo abordado, resaltando qué porcentaje de esta sucedió sobre las distintas porciones de la RBSM ya sea zonas núcleo o bien, la zona de amortiguamiento (Tabla 20). En este caso, del total de hectáreas quemadas en el acumulado total, un 68.34 % ocurrió en la zona de amortiguamiento mientras que un 31.66 % sobre alguna de las tres zonas núcleo lo cual, en el segundo caso, es un porcentaje bastante significativo al tomar en cuenta que las zonas núcleo son áreas donde se prioriza la conservación.

Tabla No. 20. Acumulado de hectáreas quemadas por clase de severidad y zona.

Severidad	Zona Amortiguamiento	ZN El Tigre	ZN Las Joyas	ZN Cerro Grande
Alta	8,161.2	56.86	2,035.4	0.16
Moderada alta	7805.25	81.93	3,231.61	0.94
Moderada baja	6389.78	64.25	4,122.89	2.29
Baja	9,592.94	183.46	5,011.45	12.04
TOTAL	31,949.18	386.49	14,401.35	15.43

El alto porcentaje de superficie quemada dentro de las zonas núcleo se registró sobre todo para la zona núcleo centro “Las Joyas”, donde se concentró el 97.28 % del acumulado total de hectáreas quemadas en zonas núcleo. Además, de las 14,401.35 ha quemadas en Las Joyas, 11,706.51 ha se quemaron sólo en el año 2017. Tal vez, el hecho de haberse presentado condiciones particulares de sequía desde años previos. Y por tratarse de una zona núcleo donde la propagación de fuegos es más vigilada, con respecto a la zona de amortiguamiento, se provocó acumulación de material combustible que al comenzar a arder durante 2017 fue imposible de controlar.

Además de lo ya mencionado, si tomamos en cuenta los rangos de severidad, se encontró que para la zona de amortiguamiento la cantidad de superficie quemada con un grado de severidad alta corresponde a un 25.54 %, mientras que en la zona núcleo Las Joyas el porcentaje de superficie quemada en este rango de severidad fue del 14.33 %. Para el rango de severidad moderada alta, un 24.43 % de las hectáreas quemadas en zona de amortiguamiento cayeron en tal rango versus un 22.44 % de lo quemado en Las Joyas.

Ahora, para la categoría moderada baja, la zona de amortiguamiento destaca un 20 % de su superficie quemada dentro de esta categoría contra el 28.63 % de la zona núcleo Las Joyas. Por último, el 30.03 % de las áreas quemadas en zona de amortiguamiento lo hicieron con categoría de severidad baja, mientras que, en el caso de Las Joyas, se reportó un 34.8 % de las hectáreas quemadas dentro de esta categoría.

Por lo anterior, es bueno observar que de forma general la clase de severidad alta domina en menor proporción dentro de la zona núcleo más representativa de la RBSM, a comparación con su homóloga dentro de la zona de amortiguamiento. Para las dos zonas núcleo restantes, la cantidad de superficie quemada fue extremadamente baja, apenas unas 386.49 ha totales en el caso de la ZN El Tigre y 15.43 ha para la ZN Cerro Grande. La

categoría de severidad dominante también fue la baja, con un 47.47 % y 78.04 % de la superficie quemada dentro dicha categoría respectivamente. Para un desglose anual de la superficie quemada bajo los distintos grados de severidad en las distintas zonas de la RBSM, se puede consultar el Anexo 7 disponible en la sección de anexos.

5.9 Severidad alcanzada en los principales tipos de vegetación

Ahora bien, al ser el bosque de encino y bosque de pino-encino los dos tipos de vegetación más relevantes, al concentrar en conjunto el 54.6 % del acumulado total de hectáreas quemadas sobre su superficie, se realizó un desglose particular de la cantidad de superficie quemada en cada ecosistema bajo los distintos grados de severidad, mismo que se puede encontrar de forma detallada dentro del Anexo 8 en la correspondiente sección. Aquí, de forma global se abarca un resumen del acumulado total por clase de severidad para el periodo completo de estudio (Tabla 21).

Tabla No. 21. Acumulado de hectáreas quemadas para vegetación relevante y su severidad

Severidad	Tipo de vegetación				
	Bosque de Encino	Veg. Sec. de Bosque de Encino	Bosque de Pino-Encino	Bosque Mesófilo de Montaña	Veg. Sec. Bosque Mesófilo de Montaña
Alta	4,140.85	3,363.95	845.29	363.98	137.28
Moderada alta	2,939.02	3,678.25	1,293.20	392.29	160.35
Moderada baja	2,322.41	2,2986.35	1,907.12	547.24	149.53
Baja	2,219.99	3,879.38	2,579.72	622.93	123.66
TOTAL	11,622.27	13,907.93	6,625.32	1,926.44	570.81
% del territorio quemado por tipo de vegetación	(35.13%)	(34.35%)	(35.20%)	(14.36%)	(22.61%)

Para el caso del bosque de encino que, sin considerar su zona de vegetación secundaria asociada, se encontró que la categoría de severidad que dominó la superficie quemada en este ecosistema fue la de severidad alta, con un 35.63 % de hectáreas quemadas con respecto al resto de las clases de severidad. Esto es preocupante ya que se trata de las zonas matriz del ecosistema de bosque de encino. Sobre la vegetación secundaria de bosque de encino, la clase de severidad dominante es la baja, aunque clases de severidad como moderada alta (26.45 %) y alta (24.19 %) también concentran un porcentaje relevante de la superficie afectada.

El año 2016 fue el que más contribuyó a elevar la cantidad de hectáreas quemadas con la clase de severidad alta para el bosque de encino y su vegetación secundaria asociada. Mientras tanto para el ecosistema de bosque de pino-encino destaca que el grado de severidad dominante en el acumulado es la categoría baja con un 38.94 % del total, sin embargo, las categorías moderada baja y moderada alta también representan un porcentaje considerable con un 28.79% y 19.52% respectivamente, dejando a la categoría de alta severidad como la menos representativa con un 12.76% del total quemado.

Durante el año 2017 fue cuando mayor superficie se quemó sobre este ecosistema con 5,690.89 ha, pero fue en 2016 y 2019 cuando dominaron categorías de severidad alta y moderada alta respectivamente, a pesar de la poca superficie quemada registrada en esos años.

Resaltando las cifras alcanzadas en el bosque mesófilo de montaña, destaca que la clase de severidad dominante es la categoría baja con un 32.34 % del acumulado de hectáreas quemadas. No obstante, para categorías como moderada baja, moderada alta y alta, resultaron contener un 28.41 %, 20.36 % y 18.89 % del área quemada acumulada respectivamente. La vegetación secundaria de bosque mesófilo registró valores más altos para categorías de severidad como moderada alta y moderada baja, con 28.09 % y 26.20 % de superficie quemada dentro de cada rango respectivamente. De hecho, la categoría moderada alta es la que domina sobre el resto para esta zona.

Tanto para bosque mesófilo como para su vegetación secundaria asociada, la clase de severidad alta fue la dominante durante el año 2016. En el caso particular de la vegetación secundaria de bosque mesófilo, también se registró un dominio de la severidad alta durante 2020.

5.10 Superficies continuas más grandes quemadas anualmente

Para encontrar las superficies continuas más grandes que se quemaron a lo largo de todo el periodo de estudio se realizó un seguimiento con interpretación de las imágenes en combinación RGB falso color SWIR2-SWIR1-NIR. Además, se inspeccionaron los puntos de calor para tratar de determinar la fecha de inicio del fuego en una zona, así como la fecha en la que se registró la última anomalía térmica y el fin de la quema.

Cabe resaltar que muchas superficies incendiadas pudieron verse afectadas en uno o varios episodios durante la temporada en que se quemaron. Sin embargo, el criterio establecido fue que el parche de área quemada mostrara una continuidad espacial a partir de la cual pudiese aislarse geográficamente de otros polígonos de área quemada, o bien que a partir del conjunto de puntos de calor MODIS/VIIRS se pudieran asociar superficies próximas entre sí a un único frente de incendio que avanzó temporalmente de forma continua. De esta forma se separaron las superficies halladas de otras incendiadas en otro rango de fechas o derivadas de otro evento de fuego.

En total se encontraron las tres superficies continuas más grandes incendiadas por año (Anexo 9), donde destaca que en el año 2017 ocurrió la superficie que ardió por mayor tiempo y que en su territorio se consumió la mayor cantidad de hectáreas. Para esta superficie se estableció que un aproximado de 11,883.80 ha fueron arrasadas por el fuego de forma ininterrumpida desde el 12 de abril hasta el 6 de junio de ese año, fecha en la que se halló el último punto de calor. Lo más relevante de este dato es que dicho incendio representó un 70.03 % del total de hectáreas que se quemaron en el año 2017, y también que la zona quemada se distribuyó dentro de la zona núcleo Las Joyas principalmente.

Sumando las tres superficies más grandes quemadas en los seis años analizados, se obtuvo que éstas representan en conjunto el 47.57 % de las 46,762.22 ha quemadas en todo el periodo 2016-2021. Adicionalmente, se obtuvo que de los 18 polígonos que conforman las 3 superficies más grandes afectadas por año, 17 se ubican dentro de los ecosistemas más afectados de la RBSM como bosque de encino, bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, o bien, sobre la vegetación secundaria asociada a bosque de encino o a selva baja caducifolia.

Por su parte zonas como pastizales o de agricultura, no concentraron más que un polígono de los 18 encontrados, en este caso dentro de un parche de pastizal quemado durante 2018. El resto de las zonas agrícolas o de pastizal quizá solo se vieron afectadas por fuegos que se extendieron principalmente sobre algún otro ecosistema y que en algún momento consumieron cierta parte de su territorio, tal como ocurrió en algunos parches de pastizal.

En el caso de la subzonificación de la RBSM, se observó que ningún polígono de gran magnitud se quemó dentro de las zonas núcleo El Tigre y Cerro Grande. Mientras tanto, en el caso de la zona Núcleo Las Joyas, fueron 3 superficies incendiadas las que se distribuyeron principalmente sobre su territorio. En concreto, la superficie más grande quemada en 2017 más la segunda y tercera más relevantes durante 2021 sucedieron dentro de Las Joyas. Además, la segunda zona más grande quemada en 2020 y la tercera más relevante incendiada durante 2016 ocupan una pequeña porción de su territorio afectado dentro de la zona núcleo Las Joyas. Sin embargo, la mayoría del territorio que abarcan se ubica sobre la Zona de Amortiguamiento al norte de la RBSM.

Por último, en la Figura 56 podemos observar que hay zonas donde se incendian áreas de gran magnitud en dos o hasta en tres años distintos, siendo en la parte centro-norte de la Zona de Amortiguamiento, pero sobre todo en la parte centro-sur donde sucede de forma más frecuente este fenómeno.

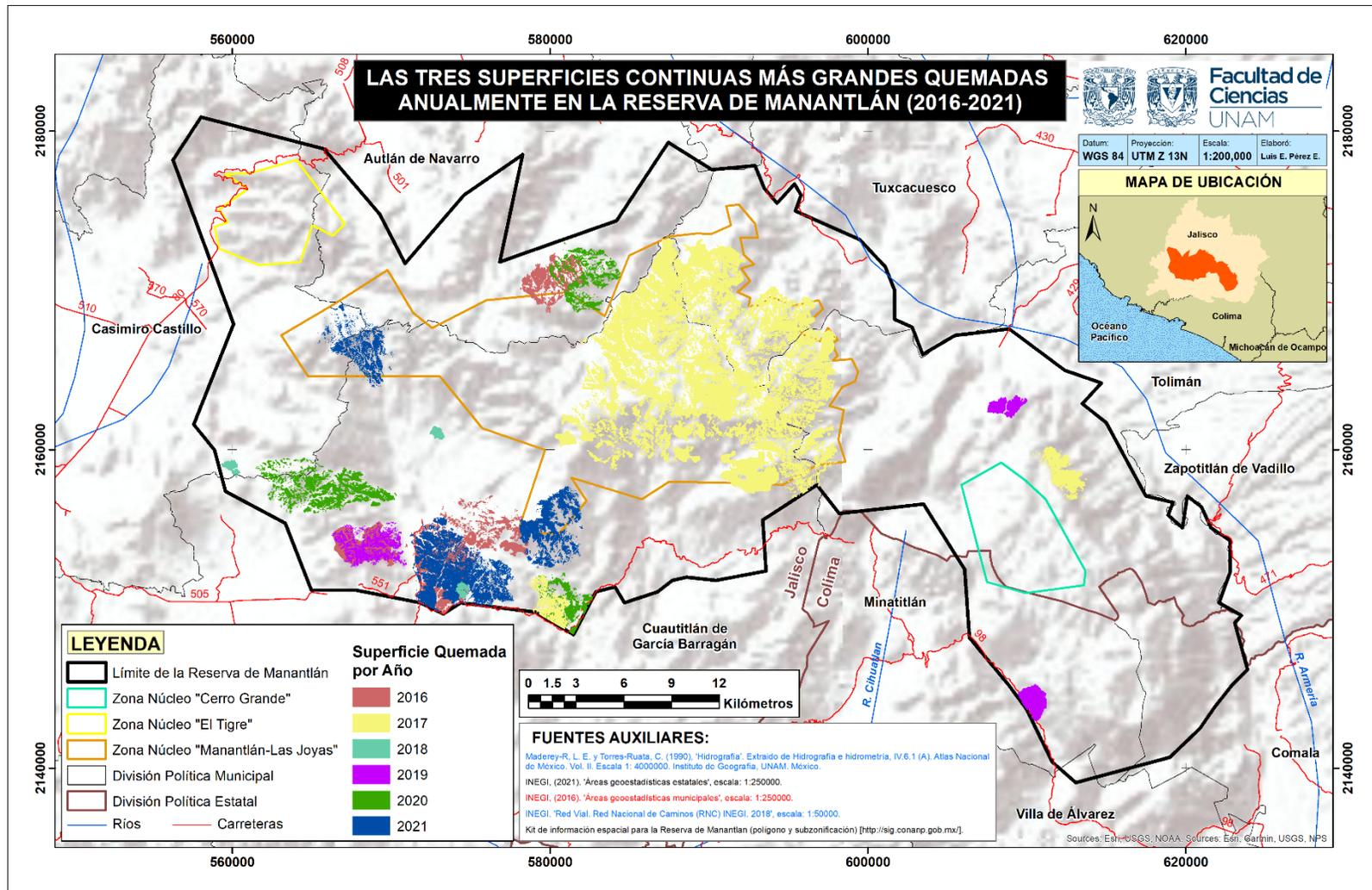


Figura No. 56. Distribución de las superficies más grandes que se quemaron en todo el periodo de estudio. En color azul las incendiadas en 2016; en verde las de 2017; en naranja, las quemadas en 2018; en rosa las incendiadas en 2019; en rojo las afectadas en 2020; y finalmente en color café, las zonas quemadas en 2021. Elaboración propia.

CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN

En las últimas décadas, los incendios forestales en bosques de pino–encino se han convertido en un fenómeno recurrente de la RBSM, cuyos efectos han sido determinantes en la estructura y composición de los ecosistemas (Jardel *et al.*, 2001; Jardel, 1998). Sus causas se atribuyen a diversas actividades antrópicas, en combinación con la presencia de fenómenos meteorológicos como El Niño (Heyerdahl y Alvarado, 2003; Jardel *et al.*, 2004; Jardel, 1991). En este contexto, la delimitación de áreas quemadas y la severidad del fuego generadas a partir del uso de imágenes satelitales y la generación de índices espectrales BAI y dNBR, lograron evidenciar que, en la RBSM, durante el periodo 2016 - 2021, los incendios son recurrentes y de baja severidad; sin embargo, los eventos de 2016 y 2017 fueron de mayor extensión y severidad.

6.1 Delimitación de las áreas quemadas

La delimitación de las áreas quemadas derivadas de los datos satelitales y los índices BAI y dNBR, se realizó con el apoyo de los puntos de calor FIRMS, los patrones de sombreado y el análisis de las firmas espectrales.

6.1.1 Puntos de calor FIRMS

El uso de los puntos de calor FIRMS, derivados de MODIS (Giglio, 2013) y VIIRS (NASA, 2021), fue un elemento importante durante la detección y delimitación de las áreas quemadas porque proporcionaron información de la distribución espacial y temporal del fuego (ubicación y fecha). Esto confirma su utilidad para conocer la fecha aproximada del inicio de los incendios y reconocer el área de afectación.

6.1.2 El efecto de la pendiente

El análisis de patrones de sombreado, para las fechas de captura de las imágenes satelitales arrojó valores de incidencia lumínica del sol entre los 141.99° y los 74.34° de azimut (Tabla 13). Ello implica que las sombras producidas por la orografía de la RBSM se proyectaron en su mayoría hacia el oeste-suroeste y el oeste-noroeste. Esto permitió localizar las zonas con influencia de la pendiente y, asimismo, seleccionar áreas quemadas y no quemadas para analizar la firma espectral.

Entre otras cosas, la cantidad de área que alcanzó a cubrir cada sombra está influenciada por el ángulo de elevación del sol, que en este estudio registró valores entre los 62.02° y los 71.51°. El análisis de los patrones de elevación del sol en combinación con el gradiente de altitud en la RBSM permitió conocer que en áreas bajo influencia de una mayor pendiente y altitud orográfica se generaron más errores de comisión (falsas áreas quemadas), mismos que fueron editados o eliminados durante la edición manual de polígonos.

6.1.3 El análisis de firmas espectrales

El análisis de la firma espectral pre-incendio y post-incendio (Figura 44), permitió analizar el efecto del fuego en la vegetación (hojas quemadas) y el suelo (depósito de ceniza y

carbón) que ocasionan una disminución en las longitudes de onda del infrarrojo cercano e infrarrojo medio (Chuvienco, 2008; De Santis y Vaughan, 2009; Knipling, 1970). Las firmas espectrales en zonas sin quemar (Figs. 45 a 48), no presentaron disminuciones en el infrarrojo medio e infrarrojo cercano, cuyo patrón está relacionado con el contenido de humedad en la vegetación y el suelo (Gutiérrez y Nieto, 2006). De esta manera, el análisis de las firmas espectrales, en combinación con los puntos de calor, confirma que los índices BAIM y dNBR facilitan la detección y delimitación de áreas quemada (Key y Benson, 2006).

6.2 Superficie quemada en 2016-2021

En el periodo de estudio, la RBSM acumuló un total de 46,762.22 ha quemadas, con una media anual de 7793.7 ± 2071.88 ha. La superficie quemada anual presentó variaciones notables, las cuales fueron comparadas con los resultados reportados por Jardel *et al.* (2004) para el periodo 1995-2003, quienes registraron un total de 61,664.9 ha quemadas con una media anual de $6,851.7 \pm 1,291.1$ ha. Asimismo, el año de 2017 registró 16,731.79 ha, que superan al año 1998 con 15,236.7 ha incendiadas. El segundo año con mayor afectación fue 2016 con 10,049.97 ha quemadas, cifra semejante a la reportada en 1996 con 10,735 ha, el cual fue el segundo año con mayor afectación en el periodo 1995-2003. Con relación a la proporción de superficie afectada en la RBSM, el periodo 2016-2021 presentó variaciones entre 1.5 % y hasta un 11.99 %, mientras que para 1995-2003 variaron entre 2.1 % hasta 10.9 % anual. Con respecto al periodo evaluado por Jardel *et al.* (2004), las cifras de este estudio sugieren un incremento en la superficie afectada por incendios en los últimos seis años, tendencia que podría seguir a la alza en los siguientes años.

6.3 Influencia del fenómeno “El Niño”

Es interesante corroborar que la superficie quemada anual en la RBSM está relacionada con la intensidad del fenómeno El Niño, que ha propiciado condiciones de sequía, altas temperaturas, baja precipitación en años previos a la ocurrencia de grandes incendios, y baja precipitación durante los eventos de incendios intensos (Cerano-Paredes *et al.*, 2015). De esta manera, bajo la influencia de eventos El Niño de categorías entre “fuerte” y “muy fuerte” de 1987-1988 y 1997-1998, las áreas quemadas en la RBSM se incrementaron notablemente. Además, en ausencia de El Niño, la superficie quemada disminuye marcadamente (Heyerdahl y Alvarado, 2003; Jardel *et al.*, 2004).

En los años 2016 y 2017 bajo los efectos del “meganiño”, el estado de Jalisco registró una temperatura máxima promedio de 34.5°C, que es la más alta registrada desde 1998 (Anexo 10) (SMN, 2022b). Además, en 2017 y 2019 la temperatura máxima promedio anual registró récords de 30.1 °C y 30.2°C respectivamente, superando el último máximo de 29.7°C alcanzado en 1998. En 2016 Jalisco registró un valor de precipitación anual de 926.2 mm (Anexo 10), el cual es menor al reportado para los tres años anteriores (2013, 1,062.8 mm; 2014, 981.5 mm; 2015, 1,145.8mm). Ahora bien, en 2017 y 2019 se registraron los valores de precipitación invernal acumulada (enero-marzo) más bajos para Jalisco en el periodo de estudio, con 16.6 y 15.7 mm respectivamente. Los años 2018 y 2021, que coincidieron con eventos La Niña (Anexo 1), fueron los que registraron los valores de precipitación anual más

altos del periodo 2016-2021, con 1,075.9 mm y 1106.4 mm respectivamente (SMN, 2022a). En el caso específico de la RBSM, la estación climatológica 14036 “Cuautitlán” ubicada en las cercanías al límite suroeste de la reserva, registró que los años 2014 a 2017 alcanzaron valores de temperatura máxima promedio entre los 36.6°C y los 39.9°C (SMN, 2020). Estos valores son notablemente más altos que los de años previos o posteriores (Anexo 11), incluso superan los 35.9°C correspondientes al valor de temperatura máxima promedio anual de la normal climática del periodo 1981-2010 (Anexo 12) para esa misma estación de monitoreo (Ruiz *et al.*, 2012).

La variabilidad de las condiciones de temperatura y precipitación en la RBSM para el periodo 2016-2021, y la cronología de eventos El Niño-La Niña, sugieren que el “meganiño” de 2014-2016 (NOAA, 2022) propició condiciones de sequía y acumulación de biomasa combustible en la RBSM. Estas condiciones de sequía incrementaron la cantidad y severidad de los incendios, implicando que en 2017 se registraran 16,731.79 ha quemadas, una cifra mayor a las 15,236.7 ha quemadas en 1998.

6.4 Zonas de reincidencia de incendios

Por lo que se refiere a las zonas de reincidencias de incendios del periodo 2016-2021, la mayor frecuencia se presenta en la región noroeste, y centro-sureste. de la RBSM, en las zonas núcleo y de amortiguamiento, principalmente en el bosque de encino y en la vegetación secundaria de selva baja caducifolia (Figura 53). La distribución de dichas zonas es semejante a la reportada por Castillo y Peláez (2003), con excepción de la zona centro norte (Figura 12). Todas las zonas de alta incidencia coinciden con la ubicación de las principales localidades al interior de la RBSM, particularmente en la región de Ayotitlán, Cuzalapa, Telcruz y El Zapotillo. Esto sugiere que los habitantes realizan quemas agropecuarias, varias de las cuales se propagan hacia el bosque y la selva (Jardel *et al.*, 2004). Además, todas las zonas núcleo colindan con zonas de alta incidencia de incendios, particularmente al sur de la zona núcleo Las Joyas, al límite noroeste de la zona núcleo Cerro Grande, así como a los bordes al oeste y este de la zona núcleo El Tigre. Esto implica un alto riesgo de que algún incendio se propague hacia el interior de alguna zona núcleo que, dependiendo de la cantidad de biomasa combustible acumulada, podría desencadenar incendios devastadores de alta severidad.

6.5 Tipos de vegetación más afectados por incendios

En cuanto a los principales tipos de vegetación afectados por el fuego en la RBSM, en el periodo 2016-2021 el 54.6% de la superficie quemada se distribuyó en el ecosistema de bosque de encino, el 14.17 % en bosques de pino-encino, el 6.59% en selva baja caducifolia, y el 5.34 % en bosque mesófilo de montaña. En el periodo 2001-2003 según lo encontrado por Castillo y Peláez (2003), el 28.9 % de la superficie quemada se distribuyó en los bosques de encino, el 30.1% en los bosques de pino-encino, el 6.5% en la selva baja caducifolia, y el 2.7 % en bosque mesófilo. El análisis de distribución de la superficie quemada permitió conocer que, de los cuatro tipos de vegetación más afectados por fuego en 2016-2021, el

ecosistema de bosque de pino-encino fue el único que no registró un aumento en la cantidad de superficie quemada con respecto a su homólogo en el periodo 2001-2003.

Con respecto al porcentaje relativo de territorio afectado por tipo de vegetación (combinando parche matriz y parche de vegetación secundaria), en el periodo 2016-2021 se encontró que resultó afectado por incendios el 34.69 % del territorio de bosque de encino, el 32.86 % del ecosistema pino-encino, el 15.54 % del total de bosque mesófilo de montaña, y el 9.15 % del territorio de selva baja caducifolia. Mientras tanto, en el periodo 2001-2003, Castillo y Peláez (2003) reportaron que el 5.3 % del territorio de bosque de encino, el 6.9 % del total de pino-encino, el 1.3 % del ecosistema de selva baja caducifolia y el 6.7 % del territorio de bosque mesófilo, fueron afectados por incendios forestales. Tal comparativo arrojó que, en el periodo 2016-2021, los cuatro ecosistemas tuvieron un aumento en la cantidad de territorio afectado por fuego con respecto a 2001-2003. En el periodo 2016-2021 el ecosistema de bosque de encino fue el que registró más superficie quemada seguido del bosque de pino-encino, mientras que en el periodo 2001-2003, el ecosistema que registró mayor superficie quemada fue el bosque de pino-encino y en segundo lugar quedó el bosque de encino.

6.6 Confiabilidad temática obtenida

Tomando como base los resultados del análisis de validación con imágenes Sentinel-2, donde los valores del índice *kappa* se ubicaron entre 0.84 y 0.92, se puede deducir que la confiabilidad temática es muy buena. Esto ya que los valores de *kappa* en este estudio se ubicaron dentro del intervalo que va de 0.81 a 1, que corresponde al más alto de acuerdo con López de Ullibarri y Pita (1999). Se considera que el nivel de confiabilidad alcanzado en este estudio se atribuye al ajuste realizado en los umbrales del índice BAI con un rigor elevado, y también por haber hecho la validación de áreas quemadas y edición manual de polígonos erróneamente clasificados, técnicas que también han sido consideradas por otros autores (Fraser *et al.*, 2000; González-Alonso *et al.*, 2007; Jiménez, 2017; Landi, 2018).

Las diferencias entre la precisión cartográfica lograda por el índice BAI y la “verdad-campo” recabada manualmente sobre Sentinel 2, podría no sólo responder a una resolución espacial más detallada por parte de Sentinel 2. Las modificaciones que el relieve introduce en el ángulo de iluminación de la escena captada por los satélites a causa de la orientación de laderas o zonas de pendiente también provocaron que zonas no quemadas se resalten como tal con BAI. Además, las variaciones fenológicas en la cubierta vegetal, la reflexión de la radiación proveniente de superficies vecinas o condiciones en el sustrato podrían haber modificado el registro tomado por el sensor remoto, tal como lo explica Chuvieco (2008). Incluso, se sugiere que la variabilidad de los errores de omisión y comisión se atribuyen principalmente a las diferencias entre las fechas de ocurrencia de los distintos incendios y las fechas de las imágenes satelitales usadas para evaluarlos. Por ejemplo, la segunda superficie quemada más grande de 2020 se quemó entre el 3 y 6 de mayo, y la imagen BAI-Landsat 8 con la cual se registró el incendio es del 28 de mayo. Los 22 días de diferencia que hay entre el fin del incendio y la captura del sensor Landsat 8, pudo haber ocasionado que

la señal característica del carbón y la ceniza registrada por el sensor se haya debilitado con el paso de los días, influyendo en parte de los errores registrados. En contraste, la imagen Sentinel 2 usada para validar dicho incendio es del 7 de mayo, sólo un día después de culminado el incendio, por lo que factores erosivos como el viento o la lluvia aún no habían difuminado los efectos del fuego. Esto permitió recabar información de mejor calidad sobre la delimitación y severidad del incendio.

6.7 La relevancia del bosque mesófilo de montaña

Se decidió incluir en los análisis desglosados para áreas quemada y severidad, al bosque mesófilo de montaña, dado que es el más amenazado en México (Challenger, 1998; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1978). Esto es relevante ya que en la RBSM el bosque mesófilo es el tercer ecosistema por cantidad de superficie quemada dentro de sus fragmentos matriz para el periodo 2016-2021 con 1,926.45 ha, por detrás del bosque de encino (11,622.37) y el bosque de pino-encino (6,625.32). Esto puede implicar que el bosque mesófilo en la RBSM se encuentra ante una amenaza importante por ser sensible al fuego, por lo cual se consideró oportuno ofrecer en este trabajo datos específicos para este ecosistema.

En otro aspecto, se encontró que en la RBSM, el fuego detiene el proceso natural de reemplazo sucesional en el que el bosque mesófilo sustituye en algún punto intermedio de la sucesión ecológica al bosque de pino (Jardel *et al.*, 2001; Saldaña y Jardel, 1991; Sánchez y Garcia, 1993). De acuerdo a INEGI (2021b), en la RBSM 13 de los 18 fragmentos de bosque mesófilo colindan con uno o más parches de bosque de pino, bosque de pino-encino y/o bosque de encino-pino. Esto sugiere que la interrupción del proceso de reemplazo sucesional entre bosque mesófilo y bosque de pino podría acrecentarse.

Ahora bien, se ha comprobado que fuegos poco intensos pueden dejar consecuencias severas en el bosque mesófilo (Cochrane, 2003; Pyne *et al.*, 1996). Tan solo en el periodo 2016-2021, el grado de severidad de quemado alta dominó para los parches matriz de bosque mesófilo en 2016, mientras que, para la vegetación secundaria de bosque mesófilo, lo hizo en 2016 y 2020. Si tomamos en cuenta las cifras de severidad acumulada para todo el periodo 2016-2021, las categorías dominantes en la vegetación secundaria de bosque mesófilo son la moderada alta (28.09%) y la moderada baja (26.20%). Esto sugiere que los estragos del fuego en el bosque mesófilo podrían estar ocasionando actualmente una degradación importante en su estructura y composición. Ello es preocupante tomando en cuenta que según Cuevas *et al.* (1997), en la RBSM se encuentra la segunda superficie más grande de bosque mesófilo de montaña con protección oficial en toda la vertiente del Océano Pacífico, además de ser el tercer ecosistema matriz más extenso de la RBSM.

6.8 El umbral adecuado para la delimitación cartográfica

Al momento de establecer el umbral BAI que lograra una mejor selección de las áreas incendiadas, se percibió que la herramienta *Region of interest* para establecer umbrales imposibilitaba definir la cifra exacta en la cual se ubicaba el umbral mínimo a partir del cual establecer la diferencia entre superficie quemada y no quemada. Incluso, al bajar el umbral

se resaltaban muchas zonas que se confundían como quemadas debido a efectos de pendiente, humedad u otro de los factores ambientales descritos por Gutiérrez y Nieto (2006). Como solución se optó por realizar un muestreo de los valores de reflectividad de los píxeles en la imagen BAI, a partir de una inspección visual de las áreas quemadas con combinaciones de banda RGB 7-6-5 en el caso de Landsat 8 u 12-11-8 para Sentinel 2, y también con el uso de la herramienta “*Cursor Value*”. Esto permitió definir de forma precisa el valor mínimo de umbral correspondiente a píxeles de superficie quemada, con lo cual se logró delimitar en automático todas las zonas que registraran un valor similar al intervalo definido por los umbrales. Además, se editaron las capas vectoriales de zonas quemadas BAI visualizando combinaciones RGB, con lo cual se logró eliminar o redimensionar todos los polígonos que contenían zonas no quemadas.

Muestrear píxeles para delimitar con mejor precisión las áreas quemadas representó invertir mayor tiempo de estudio en dichos pasos de la metodología, pero aun así ese tiempo es menor al que conlleva hacer una delimitación 100% manual. Las delimitaciones manuales quizá serían una mejor opción para zonas de estudio pequeñas o periodos de análisis más discretos. Sin embargo, para trabajos multitemporales extensos sobre zonas de estudio de amplio territorio, se confirmó que usar BAI con su debido ajuste brinda un resultado muy satisfactorio.

6.9 Beneficios de usar imágenes Sentinel 2 para evaluar severidad

Cabe enfatizar que, independientemente del índice espectral que se elija para delimitar el área quemada, la calidad de las imágenes disponibles es fundamental, en particular, que no tengan presencia de nubes, pues estas impiden la visualización de la superficie terrestre mediante índices espectrales (Miller y Thode, 2007). Dicha situación se consideró en este estudio al seleccionar imágenes sin presencia de nubes. Esto evita posibles errores de interpretación y detección de áreas incendiadas, facilitando con ello la creación de compuestos de falso color y generación de índices que facilitan la visualización de las áreas quemadas. En los años 2019 y 2021, las imágenes Landsat 8 OLI presentaron nubes en toda el área en estudio, como alternativa se trabajó con Sentinel-2 porque no presentaban. Esta situación reveló que las imágenes Sentinel-2 son una alternativa para encontrar imágenes sin problemas de nubes y son un complemento importante para realizar análisis multitemporales; no obstante, es necesario considerar que pueden duplicar el tiempo de procesamiento si el área de interés está cubierta por un mayor número de imágenes que Landsat-8.

El análisis de los años 2019 y 2021 con imágenes Sentinel 2 permitió dividir la temporada de análisis de cada año en dos dNBR, dada la elevada disponibilidad de imágenes como consecuencia de una resolución temporal de 5 días (ESA, 2020a), respecto a los 16 días de Landsat 8 (USGS, 2018). Con ello se pudo hacer una comparación entre los resultados de severidad brindados a partir de la aplicación de dos dNBR, y los obtenidos con un solo dNBR de prueba para el intervalo de estudio completo en esos años.

Ilustremos un ejemplo para la temporada 2019. Una evaluación preliminar de severidad hecha sobre un único dNBR para el periodo 13/Abr al 22/Jun arrojó que el 8.8 % de las zonas quemadas tuvieron severidad alta, mientras que un 12.2 %, un 15.17 % y un 63.83 % lo hicieron con severidades moderada alta, moderada baja y baja respectivamente. Luego se evaluó la severidad dividiendo la temporada en dos dNBR, que se definieron entre el 13/Abr al 23/May y el 23/May al 22/Jun, arrojando que la superficie se quemó en un 6.02 % con severidad alta, y un 14.75 %, 21.57 % y 57.66 % para las categorías de severidad moderada alta, moderada baja y baja respectivamente. En el caso de 2021 se observó un comportamiento aún más acentuado, quemándose el 15.34 % de las zonas con severidad alta y un 28.45 %, 28.46 % y 27.75 % de las superficies con severidades moderada alta, moderada baja y baja, respectivamente, para dos dNBR hechos entre el 16-Feb al 07/Abr y el 07/Abr al 06/Jun. Esto último contrasta contra los 5.32 % de severidad alta, 10.78 % moderada alta, 14.81 % moderada baja y 66.49 % baja que arrojó la superficie quemada a partir de un único dNBR de prueba, establecido para el periodo 07/Abr al 06/Jun, que es cuando ocurrieron la mayoría de los incendios de la temporada.

Los ejemplos presentados para 2019 y 2021, reflejaron una mayor precisión en el grado de severidad de las zonas quemadas para la evaluación hecha con dos dNBR, lo cual implica que evaluar severidad a partir de un mayor número de intervalos dNBR, permite distribuir los porcentajes de quemado hacia severidades más altas. Al ser divididas las temporadas de incendios en dos intervalos, los dNBR se situaron en fechas que resultaron más recientes a la ocurrencia de muchos de los incendios. Esto permitió recabar mejores datos sobre los efectos inmediatos del fuego a comparación de un intervalo completo medido a partir de un único dNBR, en el que acorde a lo explicado por Robinson (1991), la señal espectral de las zonas quemadas se atenuó con el paso de los días.

6.10 Establecer la escala de severidad adecuada

Al aplicar en la zona de la RBSM la escala de severidad que Key y Benson (2006) propusieron para los bosques de coníferas de California, hubo una gran incongruencia con respecto a la evidencia mostrada por las combinaciones espectrales RGB “falso color”. Esto ya que a grandes áreas no quemadas se les asignó el grado de severidad baja, y el resto de las clases de severidad prácticamente desaparecían. Por ello se dedujo que el rango de valores abarcado por cada intervalo de severidad propuesto por Key y Benson (2006) era muy amplio, al mismo tiempo que debían ajustarse los límites entre cada clase de severidad hacia valores más bajos, para ser factible su uso en una zona como la RBSM. La opción de calibrar la escala también ha sido considerada en otros estudios (Botella y Fernández, 2017; Carpintero *et al.*, 2017; Gómez *et al.*, 2017; Rego *et al.*, 2018), donde se ha hecho un reconocimiento de campo para asignar las diferencias de los valores del dNBR a severidad de afectación de las coberturas quemadas.

En este estudio no se efectuó un reconocimiento en campo, porque requiere un muestreo exhaustivo de la cobertura vegetal, que no se realizó por la contingencia ambiental del COVID-19. Como alternativa, el ajuste de la escala de severidad para la RBSM se realizó por medio de la clasificación del dNBR, muestreando compuestos RGB para verificar el tono y

color de las áreas quemadas en ecosistemas como bosque de encino, bosque de pino-encino bosque mesófilo o selva baja caducifolia. Esto permitió asociar las categorías de severidad a las afectaciones espectrales de las diferentes coberturas de vegetación. La escala de severidad de este estudio incluye cuatro clases de severidad: Baja (-0.944 a 0.12), Moderada baja (0.12 a 0.20), Moderada alta (0.20 a 0.30) y Alta (0.30 a 1.63). La escala de Key y Benson (2006) presenta las mismas clases, con diferentes intervalos dNBR: Baja (0.1 a 0.27), Moderada baja (0.27 a 0.44), Moderada alta (0.44 a 0.66) y Alta (> 0.66). Los resultados a partir de la escala calibrada para este estudio permitieron realizar un análisis multitemporal de la severidad de las áreas quemadas en los diferentes tipos de vegetación en la RBSM. Asimismo, las diferencias en los intervalos de severidad entre ambas escalas confirman que las alteraciones del fuego están relacionadas con el tipo de vegetación, los combustibles forestales y el suelo (Jardel, 2010; Neary *et al.*, 2005).

6.11 Definir el área mínima cartografiable

Acorde a los criterios de AMC establecidos por Salitchev (1979), la escala recomendada para representar los resultados de áreas quemadas es 1:250,000, para las cuales el tamaño mínimo de los polígonos debe ser de 100 ha respectivamente. Sin embargo, elegir esos valores de AMC hubiese implicado eliminar tantos polígonos, que la representación visual de los resultados habría perdido contexto y coherencia. Dado que los mapas de resultados serían usados únicamente en formato digital, se experimentó con distintos valores de AMC hasta definir que la escala que ofreció un mejor encuadre para representar las áreas quemadas fue la 1:200,000. Además, el tamaño mínimo de polígono que permitió una buena contextualización y legibilidad del territorio quemado, correspondió a 4 ha, propias de una escala 1:50,000 acorde a los valores teóricos expuestos por Salitchev (1979).

Ahora, los polígonos que indican la severidad en las áreas quemadas se representaron específicamente en escala 1:125,000, ya que a pesar de ser la misma superficie por representar que en los mapas a escala 1,200,000, al clasificar el territorio por clases de severidad, los polígonos se subdividían en fragmentos más pequeños con respecto a la superficie representada en escala 1:200,000. Esto ocasionaba que la cantidad de polígonos similares a pequeñas virutas inapreciables se exacerbaba, y para solucionarlo se decidió aumentar la escala a 1:125,000 y subdividir el área de estudio en tres mapas, lo cual permitió mantener la legibilidad deseada y conservar el AMC de 4 ha. A raíz de todo lo descrito en esta sección, puede sugerirse que el área mínima cartografiable a considerar en un mapa podría ajustarse de forma variable dependiendo del tamaño de los polígonos individuales y de los objetivos deseados.

6.12 Las superficies quemadas más grandes en 2016-2021

La representación cartográfica de las áreas quemada y la sobreposición de los puntos de calor es muy útil para identificar cada año las áreas quemadas de mayor extensión y la duración del fuego. La mayor superficie afectada ocurrió en 2017, cubrió 11,883.80 ha y 2,223 puntos de calor, cuyas fechas señalan que el evento se mantuvo activo durante 8 semanas. La segunda superficie de gran extensión se presentó en 2016, cubrió 2040.01 ha

y 187 puntos de calor. Otra zona de gran extensión que se identificó 2021, cubrió 1658.14 ha y 151 puntos de calor. Asimismo, el análisis de puntos de calor permitió conocer que hubo superficies que se quemaron en más de un episodio. La tercera superficie más grande en 2016 se quemó el 14 de abril, y luego registró un segundo episodio entre el 12 y el 24 de mayo de ese año. Mientras tanto, la tercera superficie más grande en 2020 se incendió entre el 9 y 10 de abril, y luego registró un segundo evento de fuego entre el 14 y el 21 de mayo.

Hubo zonas donde se detectaron muy pocos o nula cantidad de puntos de calor, como es el caso de las zonas más grandes quemadas en 2018, con áreas entre las 51.73 ha y la 63.96 ha. La escasa detección de puntos de calor muy probablemente se debió, por un lado, a que la zonas se quemaron tan rápido que no dio oportunidad al sensor de muestrear una o más veces, y por otro, a la presencia de humo (Roy *et al.*, 2002). La ausencia de puntos representa una limitante al estimar la fecha exacta y duración de incendios de rápida ocurrencia y tamaños reducidos, como los de 2018. No obstante, puntos de calor como los del conjunto MODIS y VIIRS son un recurso de gran utilidad para identificar y dar seguimiento a las superficies afectadas de mayor extensión, tal como lo han evidenciado otros autores (Giglio *et al.*, 2009; Loboda *et al.*, 2007; Roy, 1999; Tamayo, 2014).

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES

Con la elaboración de este proyecto se pudo determinar el amplio beneficio y la practicidad que representa el uso de índices espectrales para evaluar áreas quemadas, ya que de vía remota se lograron identificar con elevada precisión las áreas quemadas y además de ello, conocer los ecosistemas más afectados por el fuego dentro de la RBSM.

La alta fiabilidad que provee trabajar con índices espectrales, y realizar el procesamiento de los resultados dentro de Sistemas de Información Geográfica, permitió establecer zonas de atención prioritaria ya sea por la alta reincidencia de incendios, o bien, por el alto grado de severidad que alcanzan los mismos. Todo ello se logró sin la necesidad de hacer un amplio despliegue de recursos y personal en campo.

En comparación con los métodos que tradicionalmente se usaban para cartografiar y valorar las áreas quemadas en campo, el uso de índices aplicados a imágenes satelitales permitió conocer cuales zonas son las que en cada temporada de incendios alcanzan los grados de severidad de quemado más altos. Una ventaja es que no se requiere efectuar una exploración *in situ* de todas las áreas quemadas para lograr dar con los puntos más afectados.

Cabe destacar que la técnica empleada en este estudio facilitaría el cumplimiento de los objetivos entorno al conocimiento de las zonas incendiadas, que contemple no sólo el plan de manejo de la RBSM, sino en general cualquier plan de manejo de fuego. En particular, al anticipar áreas críticas de estudio incluso antes de explorar el territorio y de esta manera ahorrar recursos en la ejecución de estrategias entorno al manejo del fuego.

Entre otras cosas, también se puede concluir que prescindir de las imágenes de más elevada resolución espacial disponibles para realizar un estudio como el presente, resulta benéfico para ahorrar tiempo, esfuerzo y espacio de almacenamiento. No obstante, es necesario complementar tal estrategia con un ajuste de umbral del índice BAI bastante más riguroso, empleando tácticas como el muestreo de píxeles con la ayuda de combinaciones de banda sobre imágenes multiespectrales, así como incluir un proceso de limpieza y corrección manual de los polígonos extraídos a través de índices espectrales. De esta forma se comprobó que se pueden obtener resultados muy próximos a los provistos con imágenes de mayor resolución espacial, a la vez que se mantienen los errores de omisión y comisión en niveles muy bajos.

La exploración de los puntos de calor y las firmas espectrales son herramientas esenciales para discernir entre un área quemada o no quemada. Especialmente cuando las tomas satelitales están influidas por las condiciones de iluminación, topografía o incluso la fenología misma que caracterizan las distintas zonas dentro del área de estudio. Asimismo, la combinación RGB SWIR2-SWIR1-NIR o 7-6-5 en imágenes Landsat 8 u 12-11-8 en el caso

de Sentinel-2, es las que mejores resultados visuales ofrece como herramienta de apoyo para monitorear áreas quemadas, frentes de incendios o zonas de pendiente.

A partir de este trabajo se puede concluir que evaluar la severidad de quemado ofrece mejores resultados al dividir la temporada de incendios en múltiples dNBR, en vez de uno solo, logrando así tomar el valor de severidad de una zona quemada en un momento cercano a su punto más alto alcanzado. Sin embargo, al depender de la disponibilidad de imágenes satelitales, como alternativa se puede recomendar explorar la distribución por fechas de los puntos de calor para lograr establecer los límites de un dNBR en fechas que mejor resalten la severidad de un incendio, una zona, un conjunto de incendios completo, o la demarcación que pudiera ser de interés.

Para el caso de la delimitación de las áreas quemadas, no resulta tan útil subdividir la temporada en múltiples BAI, ya que con sólo aplicar el índice en la fecha inmediata posterior al fin de la temporada y con el ajuste del umbral de la banda NIR, se lograron representar todas las áreas quemadas durante cada temporada.

El uso de índices espectrales como BAI permiten abarcar áreas de estudio más grandes, así como periodos multitemporales más amplios, al poder extraer toda la superficie quemada a partir de un ajuste de umbral. Quizá para una zona de estudio pequeña o para una temporalidad reducida, una delimitación manual con apoyo de una combinación RGB pueda ser recomendable, pero si hablamos de abarcar regiones tan grandes como la Sierra de Manantlán o evaluar el fenómeno del fuego en múltiples años, el uso de índices espectrales permitió ahorrar tal cantidad de tiempo que su aplicación se vuelve casi obligatoria.

Representar los resultados de la investigación a partir de un área mínima cartografiable dinámica y adaptable según las necesidades y el contexto particular de los polígonos a exponer en cada mapa, brinda mejores resultados que optar por áreas mínimas cartografiables propias de una determinada escala según recomendaciones teóricas.

Al menos en el caso del presente proyecto, optar por preservar las áreas más pequeñas que fuesen posibles de leer acorde a la simbología, permitió expresar el mayor contexto posible en información sobre la superficie quemada y su severidad, así como guardar las debidas relaciones de proporción entre las categorías plasmadas en los mapas y lo reflejado en las correspondientes tablas de resultados.

En cuanto al fenómeno del fuego en Manantlán, se concluye que la cantidad de superficie quemada en promedio cada año ha sufrido un aumento con respecto a las condiciones promedio de hace 20 años. En el caso de las zonas de reincidencia de incendio se puede concluir que se mantienen en los puntos que ya antes habían sido identificados como zonas críticas por otros autores, y que al menos con los resultados de este proyecto, se pudo observar que esas zonas de reincidencia están afectando ecosistemas como bosque de encino y su vegetación secundaria asociada, al igual que zonas de vegetación secundaria de selva baja caducifolia.

Debido a que todas las zonas núcleo son vecinas, por cualquiera de sus flancos, a zonas de alta reincidencia de incendios como pastizales o usos de suelo agrícola, se considera relevante la atención al riesgo que podría provocar la proliferación de un incendio hacia cualquier zona núcleo. Es decir, al abarcar mayores acumulaciones de combustible a comparación de la zona de amortiguamiento se podría desencadenar incendios forestales tan grandes y difícil de controlar como los ocurridos en 2017 en el territorio de Las Joyas.

Con este estudio se establece que los ecosistemas más afectados por el fuego son el bosque de encino, seguido del bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña y en menor grado la selva baja caducifolia. Incluso, algunos de ellos presentan más afectaciones y registros de áreas quemadas que zonas agrícolas o de pastizal. Además, las superficies afectadas más grandes de todo el periodo de estudio concentran casi la mitad del total de superficie quemada y se ubican dentro de los principales ecosistemas afectados por el fuego.

CAPÍTULO 8. RECOMENDACIONES

Se recomienda continuar aplicando la metodología de esta tesis y explorar otros factores que intervienen en la severidad de los incendios forestales, particularmente el fenómeno El Niño, cuyos efectos ocasionan sequías prolongadas o lluvia extrema que favorecen el aumento o disminución incendios forestales más frecuentes y severos, para lo cual debería considerarse un intervalo más amplio, de por lo menos 10 años.

De manera particular, la representación cartográfica de los incendios y su severidad es una contribución para fortalecer las acciones de prevención y el programa de manejo del fuego. Para ello, se han ubicado las zonas de alta reincidencia, mayor extensión y alta severidad, particularmente en los límites de las zonas núcleo, donde se realizan varias quemas agropecuarias que favorecen el inicio y propagación de incendios forestales al interior de las áreas de protección. Este estudio también es un soporte para formular estrategias que contribuyan a dar seguimiento a los procesos de restauración de daños ocasionados por el fuego. Asimismo, se considera un apoyo para analizar la resiliencia de los ecosistemas en relación con la severidad de los incendios forestales.

De igual manera, se considera conveniente profundizar en el estudio de los patrones geomorfológicos, climáticos y de vegetación, que hacen que ciertas zonas de la RBSM sean más propensas a incendiarse, lo cual permitirá modelar la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales. Asimismo, los resultados de dichos estudios podrían contribuir también para evaluar la fragmentación del hábitat y el cambio climático, y definir necesidades institucionales, comunicativas y técnicas que permitan preservar o restaurar los regímenes de incendios según sea el caso.

Además, se sugiere calibrar la escala de severidad propuesta, a partir de evaluaciones in situ de los daños producidos por fuego hacia el dosel arbóreo, el sotobosque, el estrato herbáceo y el suelo de los distintos ecosistemas afectados. Ello permitirá conocer hasta qué punto la severidad de los incendios provoca degradación, tomando en cuenta que en la RBSM hay ecosistemas que están mejor adaptados al fuego como el bosque de encino y pino-encino, y otros como las selvas y el bosque mesófilo que son más sensibles a los efectos del fuego.

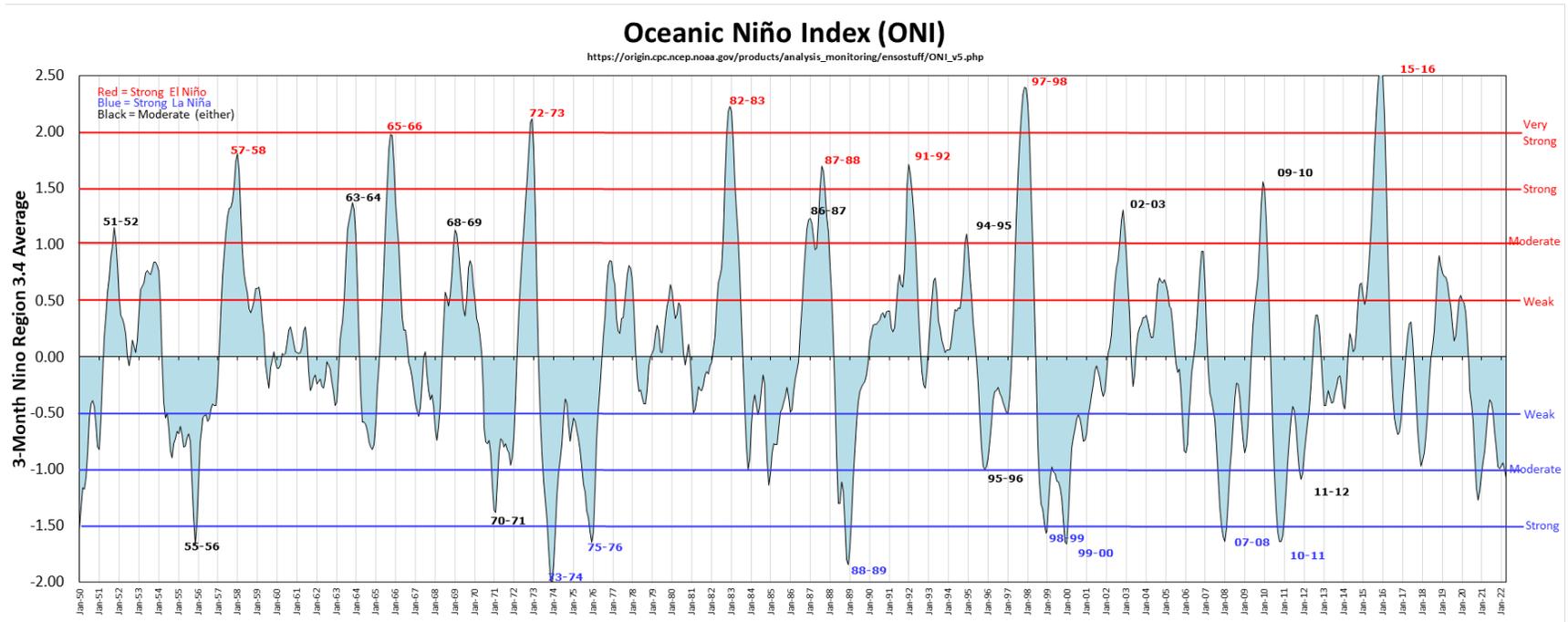
También es prudente recomendar estudios de sucesión ecológica en zonas de transición entre ecosistemas, o bien, en áreas de vegetación secundaria. Esto permitiría comprender cómo la vegetación y la biomasa combustible influye en el régimen de incendios en la RBSM, así como la forma en la que los cambios en el régimen podrían relacionarse con los mecanismos de regeneración y colonización en cada ecosistema, como se mencionó para las fronteras de pino y bosque mesófilo.

Seguir las recomendaciones anteriores permitirá conocer el estado actual del régimen de incendios en la RBSM, y con ello determinar las estrategias necesarias para controlar o

evitar el fuego, suprimir o combatir incendios, o dar manejo a la biomasa combustible. De acuerdo con las necesidades y dependiendo el ecosistema, las intervenciones de manejo del fuego podrán ir acorde a los lineamientos de la NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007, considerando que cualquier intervención sobre un componente de un ecosistema, influye en las interacciones entre componentes y finalmente en el funcionamiento conjunto de todo el sistema.

Desde el punto de vista académico, el desarrollo de esta tesis fue posible tomando como base los conocimientos adquiridos en diversas materias que ofrece la licenciatura en Ciencias de la Tierra, a través de los cuales se abordó y analizó un problema actual, cuyos resultados son una contribución para conservar los recursos de las áreas naturales protegidas.

ANEXOS



Anexo No. 1. Índice Oceánico de El Niño, mostrando la evolución histórica de eventos El Niño-La Niña en el periodo 1950-2022 (GGWS, 2022).

Anexo No. 2. Cantidad de hectáreas quemadas anualmente por tipo de vegetación

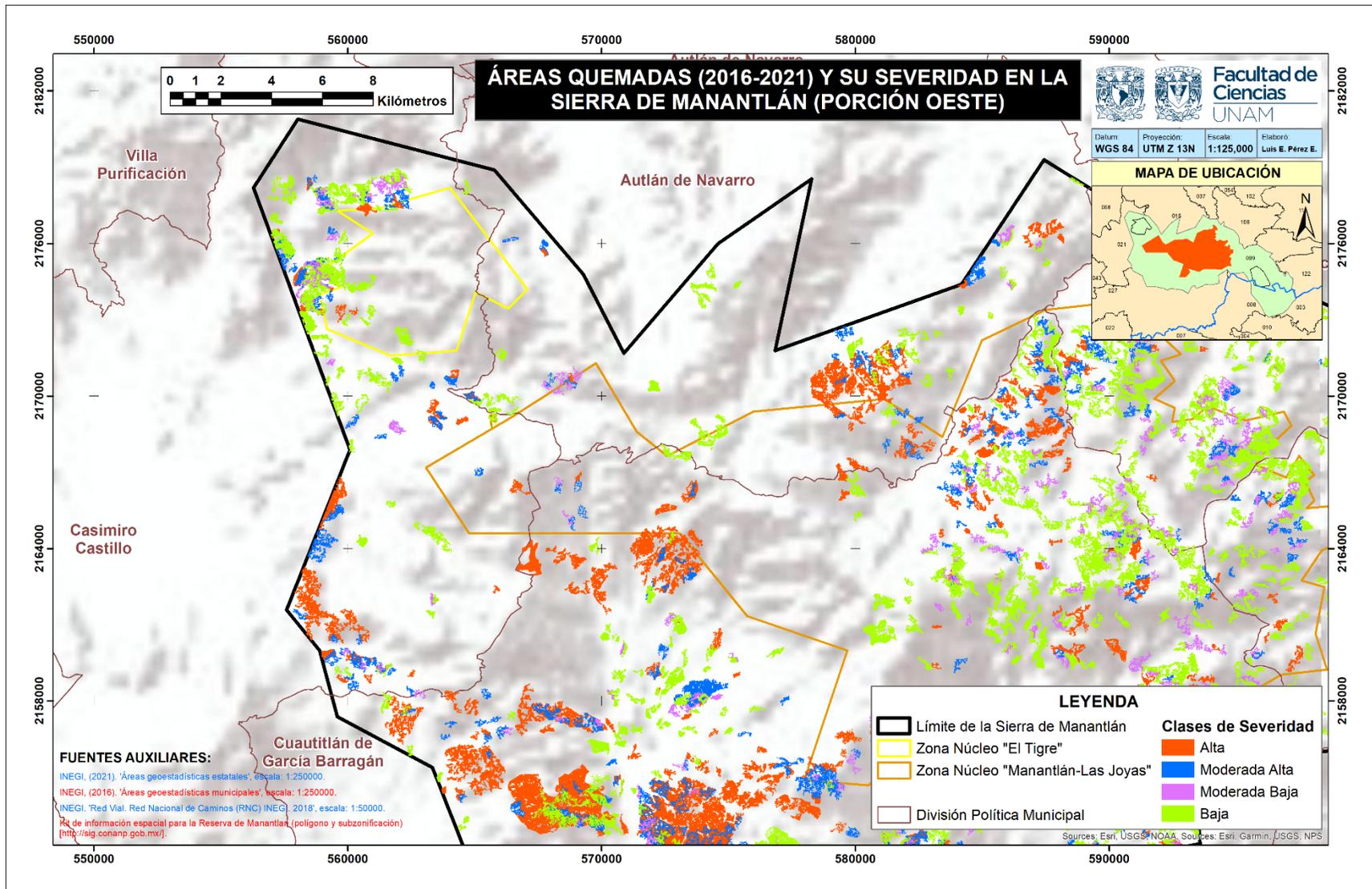
Tipo de vegetación	2016	2017	2018	2019	2020	2021	TOTAL	%
Bosque de Encino	3,848.11	1,681.52	266.83	1077.55	1,875.17	2,868.19	11,622.37	24.86
Veg. Sec. De Bosque de Encino	2,914.98	5,169.56	763.91	1,595.04	1,901.9	1,562.63	13,908.02	29.74
Bosque de Encino-Pino	55.69	255.22	12.75	114.56	11.72	181.09	631.02	1.35
Veg. Sec. Bosque de Encino-Pino	3.69	28.20	3.09	21.37	93.95	32.74	183.04	0.39
Bosque de Pino	0	523.95	0	13.46	0	0	537.41	1.15
Bosque de Pino-Encino	256.74	5,690.89	20.52	180.18	265.34	211.66	6,625.32	14.17
Veg. Sec. Bosque de Pino-Encino	0	0	0	0.25	0	0.46	0.71	0.002
Bosque Mesófilo de Montaña	176.98	1,381.86	11.2	18.82	32.9	304.7	1,926.45	4.12
Veg. Sec. Bosque Mesófilo de Montaña	85.47	378.98	28.91	4.29	62.83	10.31	570.79	1.22
Selva Baja Caducifolia	85.42	26.73	12.84	14.21	20.72	30.43	190.35	0.41
Veg. Sec. Selva Baja Caducifolia	720.38	348.9	185.4	717.92	411.66	503.77	2888.03	6.18
Selva Mediana Subcaducifolia	3.90	4.67	9.54	1.86	2.84	15.9	38.71	0.08
Veg. Sec. de Selva Mediana Subcaducifolia	201.72	238.25	117.63	280.12	162.99	45.28	1045.99	2.24
Agricultura	642.48	387.37	315.92	512.88	320.36	539.34	2,718.35	5.81
Pastizales	1,050.11	609.24	346.52	636.97	720.59	476.8	3,840.23	8.21
Asentamientos Humanos	2.90	1.43	1.79	9.64	6.69	8.66	31.11	0.07

Anexo No. 3. Territorio relativo afectado por tipo de vegetación

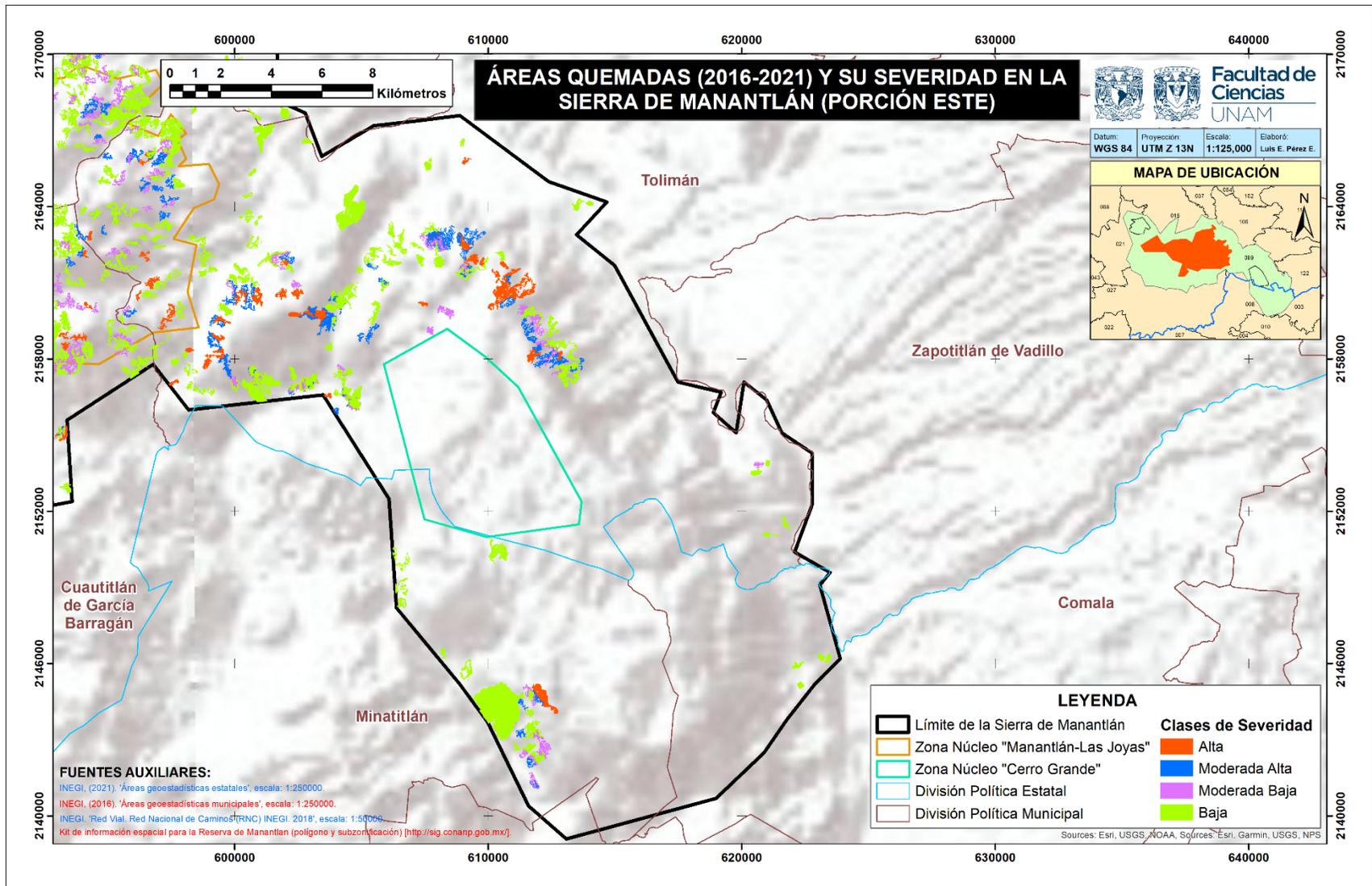
Tipo de Vegetación	Área total por uso de suelo (ha)	% del total de la RBSM	Territorio quemado acumulado (ha)	% afectado del territorio por tipo de vegetación
Bosque de Encino	23,781.45	17.04	8,354.29	35.13
Veg. Sec. Bosque de Encino	31,475.05	22.55	10,812.75	34.35
Bosque de Pino	703.1	0.5	523.98	74.52
Bosque de Pino-Encino	17,706.63	12.69	6,232.5	35.20
Veg. Sec. Bosque de Pino-Encino	1,264.67	0.90	0.71	0.06
Bosque Mesófilo de Montaña	13,259.98	9.5	1,904.18	14.36
Veg. Sec. Bosque Mesófilo de Montaña	2,210.04	1.58	499.79	22.61
Selva Mediana Subcaducifolia	127.68	0.09	34.54	27.05
Veg. Sec. Selva Med. Subcaducifolia	3,662.46	2.62	816.01	22.28
Bosque de Encino-Pino	5,461.92	3.91	605.56	11.09
Veg. Sec. Bosque de Encino-Pino	2,302.99	1.65	166.14	7.21
Selva Baja Caducifolia	2,728.67	1.96	156.43	5.73
Veg. Sec. Selva Baja Caducifolia	22,367.82	16.03	2,140.34	9.57
Agricultura	5,533	3.96	1,878.01	33.94
Pastizales	6,528.42	4.68	2,372.78	36.35
Asentamientos Humanos	167.99	0.12	24.07	14.33

Anexo No. 4. Evaluación de confiabilidad de la cartografía

Polígono	Precisión global (%)	Errores Omisión (%)	Errores Comisión (%)	Índice Kappa
2016 S1	95.27	14.32	4.24	0.87
2016 S2	93	3.75	10.78	0.86
2016 S3	94.98	10.43	8.29	0.87
2016 S4	94.5	14.92	8.21	0.85
2016 S5	95.11	15.33	9.48	0.84
2017	94.92	12.27	11.93	0.85
2018 S1	97.36	10.65	1.89	0.92
2018 S2	92.47	12.8	2.34	0.85
2018 S3	93.49	3.72	12.17	0.86
2020	95.98	6.88	4.41	0.91



Anexo No. 5. Mapa de acumulado total de áreas quemadas por grado de severidad para el sector Oeste. Elaboración propia.



Anexo No. 6. Mapa de acumulado total de áreas quemadas por grado de severidad para el sector Este. Elaboración propia.

Anexo No. 7. Superficie quemada anual por clase de severidad en las distintas zonas de la RBSM (ha)

Severidad	Zona Amortiguamiento	ZN El Tigre	ZN Las Joyas	ZN Cerro Grande	Total	%
2016						
Alta	5,293.46	16.00	280.99	0	5,590.46	55.62
Moderada alta	2,797.15	9.21	155.44	0	2,961.9	29.47
Moderada baja	1,014.51	0.63	21.45	0	1,039.93	10.34
Baja	448.65	0.01	8.02	0	456.68	4.54
TOTAL	9,553.78	25.86	465.91	0	10,049.97	100
2017						
Alta	542.46	10.84	1,337.31	0	1,890.61	11.29
Moderada alta	1,011.66	27.44	2,476.87	0	3,515.97	21.01
Moderada baja	1,309.5	28.28	3,459.01	0	4,796.79	28.66
Baja	2,001.01	94.1	4,433.32	0	6,528.43	39.01
TOTAL	4,864.62	160.66	11,706.51	0	16,731.79	100
2018						
Alta	178.65	0	13.84	0	192.5	9.18
Moderada alta	363.86	0.08	11.43	0	375.37	17.9
Moderada baja	413.51	0.96	11.23	0	425.72	20.3
Baja	1,063.68	1.26	32.11	4.24	1,103.35	52.62
TOTAL	2,019.7	2.31	68.61	4.24	2,096.94	100
2019						
Alta	275.22	0.38	37.13	0.13	313.26	6.02
Moderada alta	699.87	2.4	63.76	0.93	767.44	14.75
Moderada baja	1,048.23	2.69	68.35	2.14	1,121.82	21.57
Baja	2,872.09	24.37	94.73	6.27	2,999.43	57.66
TOTAL	4,895.41	29.83	263.97	9.46	5,201.95	100
2020						
Alta	1,148.86	26.35	49.89	0	1,225.1	20.8
Moderada alta	1,470.44	39.23	57.8	0	1,567.47	26.61
Moderada baja	1,173.74	29.54	62.37	0.1	1,265.74	21.49
Baja	1,597.84	62.95	169.07	1.44	1,831.3	31.09
TOTAL	5,390.87	158.07	339.12	1.54	5,889.6	100
2021						
Alta	722.55	3.3	316.23	0.04	1,042.11	15.34
Moderada alta	1,462.27	3.56	466.31	0.01	1,932.15	28.45
Moderada baja	1,430.3	2.14	500.48	0.05	1,932.98	28.46
Baja	1,609.68	0.77	274.2	0.09	1,884.74	27.75
TOTAL	5,224.8	9.77	1,557.22	0.18	6,791.97	100

Anexo No. 8. Desglose anual de superficie quemada para vegetación relevante y su severidad (ha)

Severidad	Tipo de vegetación				
	Bosque de Encino	Veg. Sec. de Bosque de Encino	Bosque de Pino-Encino	Bosque Mesófilo de Montaña	Veg. Sec. Bosque Mesófilo de Montaña
2016					
Alta	2,931.57	1,730.84	182.43	121.31	53.19
Moderada alta	737.57	914.34	69.08	41.45	29.45
Moderada baja	153.48	190.17	4.58	11.31	2.4
Baja	25.49	79.54	0.65	2.91	0.45
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	3831.11 (16.18%)	2,914.89 (9.26%)	256.74 (1.45%)	176.99 (1.33%)	85.49 (3.87%)
2017					
Alta	179.20	669.99	583.61	170.1	58.02
Moderada alta	341.68	1,284.91	1,090.14	255.18	102.95
Moderada baja	500.6	1,372.04	1,741.8	431.26	122.05
Baja	665.03	1,842.63	2,275.35	525.32	95.96
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	1686.51 (7.09%)	5,169.57 (16.42%)	5,690.89 (32.14%)	1,381.86 (10.42%)	378.98 (17.15%)
2018					
Alta	19.58	93.32	4.62	1.78	3.4
Moderada alta	66.93	160.76	2.37	2.03	8.85
Moderada baja	67.41	168.3	3.19	1.74	7.94
Baja	112.91	341.53	10.34	5.64	8.72
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	266.83 (1.12%)	763.91 (2.43%)	20.52 (0.12%)	11.19 (0.08%)	28.91 (1.31%)
2019					
Alta	27.08	133.99	29.28	6	0.06
Moderada alta	143.45	340.93	45.03	3.6	0.56
Moderada baja	294.28	302.71	46.6	3.75	0.84
Baja	602.75	717.4	59.26	5.47	2.84
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	1077.56 (4.53%)	1,595.03 (5.07%)	180.18 (1.02%)	18.82 (0.14%)	4.29 (0.19%)
2020					
Alta	509.91	447.2	14.99	6.11	20.9
Moderada alta	658.74	525.31	23.63	8.71	16.57
Moderada baja	411.72	416.55	41.29	4.87	13.21
Baja	294.71	512.83	185.43	13.21	12.15
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	1,875.08 (7.88%)	1,901.89 (6.04%)	265.34 (1.5%)	32.9 (0.25%)	62.83 (2.84%)
2021					
Alta	463.51	288.61	30.36	58.68	1.71
Moderada alta	990.65	452	62.95	81.32	1.97
Moderada baja	894.92	436.58	69.66	94.31	3.09
Baja	519.1	385.45	48.70	70.38	3.54
% total quemado respecto al área completa por tipo de vegetación	2,868.18 (12.06%)	1,364.76 (4.95%)	211.66 (1.2%)	304.69 (2.30%)	10.31 (0.47%)

Anexo No. 9. Superficies continuas más grandes afectadas por fuego anualmente

Incendio	Hectáreas	Inicio	Fin	Ubicación aproximada	
2016					
1°	2040.01	17/Abr	12/Jun	19°27'51.072" N	104°17'22.912" W
2°	716.92	07/Jun	11/Jun	19°28'56.962" N	104°21'56.962" W
3°	616.10	12/May	24/May	19°37'50.009" N	104°13'46.601" W
2017					
1°	11,883.80	12-abr	06-jun	19°34'50.043" N	104°8'20.929" W
2°	420.18	11-may	18-may	19°31'8.54" N	103°55'54.856" W
3°	342.53	13-may	16-may	19°26'44.41" N	104°14'16.157" W
2018					
1°	63.96	≈ 5/May	≈ 18/May	19°31'51.696" N	104°24'59.695" W
2°	56.25	≈ 13/May	≈ 13/May	19°27'0.186" N	104°17'42.002" W
3°	51.73	05-may	05-may	19°26'53.637" N	104°19'16.373" W
2019					
1°	541.81	31-mar	18-abr	19°28'49.066" N	104°20'27.302" W
2°	257.32	09-abr	11-abr	19°23'23.744" N	103°56'50.161" W
3°	196.08	17-may	18-may	19°33'25.554" N	103°57'31.233" W
2020					
1°	987.65	14-may	27-may	19°30'42.517" N	104°22'45.655" W
2°	540.41	03-may	06-may	19°37'52.258" N	104°12'59.787" W
3°	532.86	14-may	21-may	19°26'42.037" N	104°13'363" W
2021					
1°	1658.14	08-may	29-may	19°27'55.186" N	104°17'38.91" W
2°	796.09	01-abr	23-abr	19°29'28.215" N	104°14'18.03" W
3°	541.88	27-abr	06-may	19°35'33.219" N	104°21'3.152" W

Anexo No. 10. Estadísticas de Temperatura y Lluvia para el estado de Jalisco*

Año	Temperatura Máxima Promedio (°C)	Temperatura Máxima Promedio Anual (°C)	Precipitación Acumulada Anual (mm)	Precipitación acumulada ENERO-MARZO (mm)
2021	32.9	29.6	1,106.4	19.3
2020	32.8	29.9	874.2	123.9
2019	34.1	30.2	926.4	15.7
2018	33.6	29.3	1,075.9	91
2017	34.5	30.1	946.1	16.6
2016	34.5	29.6	926.2	50
2015	32	28.8	1,145.8	238.9
2014	30.5	28.3	981.5	68.1
2013	32.4	28.2	1,062.8	66.8
2012	33	28.1	669.1	75
2011	34.4	29.3	602.3	8.5
2010	33.5	28.4	940.3	157.1
2009	32	28.9	703.7	46.5
2008	32.7	26.5	868.8	13.2
2007	32.4	28.8	836.5	30
2006	33.6	29.1	891.5	25.7
2005	32.8	29.1	664	28.3
2004	32.7	28.8	1,049.5	90.5
2003	32.8	29.1	735.9	16.2
2002	33.6	29.1	792.2	55
2001	33	29.2	670.7	43.8
2000	33.2	29.5	632.3	37.7
1999	33.7	29.5	692.2	9
1998	34.8	29.7	720.4	0.9
1997	32.1	28.8	580	72.4
1996	33.6	29.3	598	16.5
1995	33.9	29.5	513	26.5
1994	33.6	29.6	550.5	5.2
1993	32	28.9	900.5	23.1
1992	32.3	27.8	1,236.7	341.4
1991	34	29.1	883.3	8.8
1990	32.9	28.6	1,218.8	86.4
1989	33.4	29	704.6	29.6
1988	33.6	29.2	766.4	20.3
1987	32	28.7	889.7	164.9
1986	32.7	28.7	776	58.5
1985	33	28.5	769	23.5

*Elaborado con base en SMN (2022b, 2022a)

**Anexo No. 11. Registros de temperatura y lluvias para la estación climatológica 14036
"Cuautitlán"***

Año	Temperatura (°C)			Lluvia (mm)		
	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima
1958	-	-	-	0.0	6.4	120.5
1959	-	-	-	0.0	5.1	200.0
1960	-	-	-	0.0	4.4	90.5
Total 1960	-	-	-	0.0	5.1	200.0
1961	-	-	-	0.0	4.5	84.0
1962	-	-	-	0.0	5.3	92.0
1963	-	-	-	0.0	3.7	58.0
1964	-	-	-	0.0	3.9	70.0
1965	12.5	33.2	40.0	0.0	4.2	77.0
1966	22.0	32.7	40.0	0.0	5.4	74.0
1967	18.0	32.8	39.5	0.0	5.4	151.0
1968	15.0	32.4	39.5	0.0	5.0	160.0
1969	21.5	33.1	40.0	0.0	4.5	151.0
1970	17.5	32.4	39.0	0.0	6.0	131.5
Total 1960	12.5	32.8	40.0	0.0	4.8	160.0
1971	20.5	32.3	38.5	0.0	5.0	133.0
1972	20.0	32.8	39.5	0.0	3.9	91.0
1973	20.5	32.4	39.0	0.0	5.6	90.0
1974	19.5	32.6	38.5	0.0	5.8	155.0
1975	22.0	32.5	39.5	0.0	5.0	84.0
1976	17.0	29.5	39.5	0.0	5.4	163.5
1977	17.0	28.2	35.0	0.0	5.1	100.5
1978	16.5	31.2	41.0	0.0	3.9	85.5
1979	27.5	37.4	44.0	0.0	3.4	87.0
1980	22.5	36.9	44.5	0.0	4.1	109.6
Total 1970	16.5	32.6	44.5	0.0	4.7	183.5
1981	21.5	35.4	43.0	0.0	5.3	159.7
1982	23.5	35.7	41.5	0.0	4.1	86.0
1983	20.5	34.4	42.5	0.0	4.7	106.7
1984	23.5	35.0	41.0	0.0	4.9	119.0
1985	25.0	35.0	41.5	0.0	4.0	77.0
1986	26.0	35.0	41.0	0.0	4.2	118.5
1987	24.5	35.2	44.0	0.0	4.4	156.5
1988	21.5	35.8	42.0	0.0	5.0	247.0
1989	25.0	35.3	41.5	0.0	4.8	87.0
1990	25.0	35.3	41.0	0.0	5.2	92.5
Total 1980	20.5	35.2	44.0	0.0	4.6	247.0
1991	21.0	34.6	42.0	0.0	3.9	78.6
1992	21.0	34.7	42.0	0.0	5.1	95.0
1993	21.5	35.8	42.5	0.0	4.8	111.5
1994	25.0	35.8	42.0	0.0	3.9	88.5
1995	24.0	36.1	43.0	0.0	4.1	95.0
1996	25.0	36.8	44.5	0.0	6.2	112.0
1997	28.0	37.1	45.0	0.0	4.6	149.5
1998	28.0	37.2	45.0	0.0	4.9	116.0
1999	26.5	36.4	42.5	0.0	5.6	257.0
2000	23.0	36.5	43.5	0.0	4.3	77.5
Total 1990	21.0	36.1	45.0	0.0	4.7	257.0
2001	26.5	36.8	43.5	0.0	3.6	65.0
2002	26.0	36.8	43.5	0.0	4.6	91.8
2003	22.0	37.1	43.5	0.0	4.9	126.8
2004	24.5	36.7	45.0	0.0	5.4	90.5
2005	27.0	36.8	44.0	0.0	3.7	75.2
2006	22.5	36.3	44.5	0.0	6.0	131.7
2007	27.0	36.9	43.0	0.0	5.2	97.0
2008	28.0	36.6	43.5	0.0	4.4	67.3
2009	30.0	37.0	42.0	0.0	3.2	108.5
2010	20.0	31.6	38.5	0.0	3.9	108.9
Total 2000	20.0	36.3	45.0	0.0	4.5	131.7
2011	23.5	31.9	37.5	0.0	5.5	327.0
2012	19.0	32.7	38.5	0.0	4.5	129.5
2013	22.0	34.4	40.5	0.0	5.0	98.0
2014	24.0	39.9	46.5	0.0	5.5	73.0
2015	26.5	37.8	47.0	0.0	6.0	200.0
2016	26.0	37.8	43.5	0.0	4.8	103.0
2017	25.0	36.6	44.5	0.0	5.0	111.0
2018	18.0	31.2	37.0	0.0	4.4	107.0
2019	23.0	33.7	40.5	0.0	0.0	0.0
Total 2010	18.0	35.2	47.0	0.0	4.9	327.0
Total General	12.5	34.8	47.0	Total General	4.7	327.0

*FUENTE: Elaborado con base en SMN (2020)

**Anexo No. 12. Estadísticas climáticas normales para la estación climatológica 14036 “Cuautitlán”
para el periodo 1981-2010***

1981-2010	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
T° Max Media	34. 4	35. 9	37. 2	39.3	39.7	36.7	34.7	34.6	34.1	34.6	35.0	34.2	35.9
T° Media	25. 3	25. 8	26. 4	28.5	30.2	30.6	29.5	29.4	29.2	29.0	27.7	25.7	28.1
T° Mín Media	16. 2	15. 7	15. 6	17.6	20.8	24.5	24.3	24.2	24.3	23.5	20.5	17.3	20.4
Precipitación	27. 4	11. 4	2.3	0.4	15.1	230.3	362.1	353.8	405.3	197.1	35.9	13.5	1654.7
*Fuente: Elaborado con base en Ruiz <i>et al.</i> , (2012)													

REFERENCIAS

- Agee, J. K. (1996). *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Island press.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. A., y González-Tagle, M. A. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 14(2), 113–118.
- Arbiol, R., i Ripoll, J. R., y i Folch, O. V. (1987). Detecció i avaluació de les superfícies forestals cremades durant l'any 1984 a Catalunya, mitjançant tècniques de teledetecció. *Revista Catalana de Geografia*, 2(4), 21–45. https://www.icgc.cat/bd/pubs/rcg/RCG_num_04.pdf
- Asbjornsen, H., Velázquez-Rosas, N., García-Soriano, R., y Gallardo-Hernández, C. (2005). Deep ground fires cause massive above-and below-ground biomass losses in tropical montane cloud forests in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 21(4), 427–434.
- Balcázar-Medina, O. E. (2011). *Patrones geoecológicos de incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (Tesis de Maestría)*. Centro Universitario de la Costa Sur, División de Desarrollo Regional, Universidad de Guadalajara.
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., y Huete, A. R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote sensing reviews*, 13(1–2), 95–120.
- Barberá Riera, M. (2017). *Exposición al humo de incendios forestales y mortalidad en Valencia*. Universitat Jaume I.
- Barría P, R. M. (2019). Wildfires as a public health problem: a setting for nursing in disasters. *Investigación y Educación en Enfermería*, 37(3).
- Barsi, J., Lee, K., Kvaran, G., Markham, B., y Pedelty, J. (2014). The Spectral Response of the Landsat-8 Operational Land Imager. *Remote Sensing*, 6(10), 10232–10251. <https://doi.org/10.3390/rs61010232>
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., y Doerr, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*. <https://doi.org/10.21138/bolsa.2058>
- Botella-Martínez, M. A., y Fernández-Manso, A. (2017). Estudio de la severidad post-incendio en la comunidad Valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes landsat 8. *Revista de Teledetección*, 2017(49 Special Issue), 33–47. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7095>
- Botkin, D. B. (1990). *Discordant harmonies: a new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press.
- Brewer, C. K., Winne, J. C., Redmond, R. L., Opitz, D. W., y Mangrich, M. V. (2005). Classifying and mapping wildfire severity. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 71(11), 1311–1320.
- Cao, C., Luccia, F. J. De, Xiong, X., Wolfe, R., y Weng, F. (2014). Early On-Orbit Performance of the Visible Infrared Imaging Radiometer Suite Onboard the Suomi National Polar-Orbiting

- Partnership (S-NPP) Satellite. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(2), 1142–1156. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2247768>
- Carpintero, I., Montoya, G., Granado, L., Méndez, E., Pino, I., Prieto, R., Vales, J. J., Salas, F. J., Venegas, J., y Cáceres, F. (2017). Cartografía de la afección del incendio en Huesa, Quesada y Cabra de Santo Cristo (Jaén) con imágenes satelitales. *Nuevas plataformas y sensores aplicados a la gestión del Agua, la Agricultura y el Medio Ambiente. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, 181–184.
- Castillo-navarro, F., y Peláez, E. J. J. (2003). Sistema de información geográfica sobre incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. *VI Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales*, 1–8. https://www.camafu.org.mx/wp-content/uploads/2017/12/Castillo_et_al_SIG_incendios_Manantlan.pdf
- Castillo, M., Pedernera, P., y Peña, E. (2003). Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 19(3), 44–53.
- Cerano-Paredes, J., Méndez-González, J., Amaro-Sánchez, A., Villanueva-Díaz, J., Cervantes-Martínez, R., y Rubio-Camacho, E. A. (2013). Reconstrucción de precipitación invierno-primavera con anillos anuales de *Pinus douglasiana* en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(3), 413–423.
- Cerano-Paredes, J., Villanueva-Díaz, J., Cervantes-Martínez, R., Fulé, P., Yocom, L., Esquivel-Arriaga, G., y Jardel-Peláez, E. (2015). Historia de incendios en un bosque de pino de la sierra de Manantlán, Jalisco, México. *Bosque (Valdivia)*, 36(1), 41–52. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000100005>
- Chafer, C. J. (2008). A comparison of fire severity measures: an Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. *Catena*, 74(3), 235–245.
- Challenger A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad / Instituto de Biología, UNAM y Agrupación Sierra Madre, S.C.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J. F., MacMahon, J. A., Noss, R. F., y Parsons, D. J. (1996). The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*, 6(3), 665–691.
- Chuvienco, E. (2010). *Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio [en línea]*. *SI: Editorial Ariel*. ISBN: 978-84-344-3498-1.
- Chuvienco, Emilio. (1996). *Fundamentos de teledetección espacial*. *Rialp*. Madrid, España.
- Chuvienco, Emilio. (2008). *Teledetección ambiental*. Ariel. <https://books.google.com.mx/books?id=aKsNXCVCtcQC>
- Chuvienco, Emilio. (2009). Detección y análisis de incendios forestales desde satélites de teledetección. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 103(1), 173–182.
- Chuvienco, Emilio, y Congalton, R. G. (1988). Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. *Geocarto International*, 3(4), 41–53.

- Chuvienco, Emilio, y Martín, M. P. (1998). Cartografía de grandes incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR. *Serie Geográfica*, 7, 109–128.
- Chuvienco, Emilio, 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.
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, 421(6926), 913.
- 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. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.1999.TB00112.X>
- Cocke, A. E., Fulé, P. Z., y Crouse, J. E. (2005). Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*, 14(2), 189–198.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad). (2010). *El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/6529.pdf>
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (1998). “*Curvas de nivel para la República Mexicana*”. Escala 1:250000. Extraído del Modelo Digital del Terreno. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=cni250kgw>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2017). *Análisis de la Afectación y Severidad de los incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile*. https://www.conaf.cl/tormenta_de_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2003). *Programa Estratégico Forestal para México 2025*. Publicación Especial de la Comisión Nacional Forestal. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa Estratégico Forestal 2025.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa_Estrategico_Forestal_2025.pdf)
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2011). *Programa Estratégico Forestal para México 2025 (Propuesta de actualización)*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/4024PROPUESTA DE ACTUALIZACIÓN PROGRAMA ESTRATÉGICO FORESTAL PARA MÉXICO 2025.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/4024PROPUESTA_DE_ACTUALIZACION_PROGRAMA_ESTRATEGICO_FORESTAL_PARA_MEXICO_2025.pdf)
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2017). *Reportes de incendios*. Comisión Nacional Forestal; Disponible en: http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_foresta-les/incendios/.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2020). *Programa de Manejo del Fuego 2020-2024*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [https://dgetaycm.sep.gob.mx/doc/pdf/PROGRAMA_Manejo del fuego 2020-2024.pdf](https://dgetaycm.sep.gob.mx/doc/pdf/PROGRAMA_Manejo_del_fuego_2020-2024.pdf)
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2021, diciembre). *Número de incendios forestales*. Reporte de resultados de incendios forestales. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RFORESTA05_01&IBI

C_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=* &NOMBREANIO=*

- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2022a, abril 20). *Historico Incendios Forestales en México 1970-2021*. Incendios - Sistema Nacional de Información Forestal. <https://snif.cnf.gob.mx/incendios/>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2022b, abril 20). *Incendios Forestales en Números*. Incendios - Sistema Nacional de Información Forestal. <https://snif.cnf.gob.mx/incendios/>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2018). *Atlas del Agua en México 2018* (p. 146). Sistema Nacional de Información sobre cantidad, calidad, usos y conservación del Agua (SINA). http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/aam_2018.pdf
- CONANP, CONAFOR FMCN, USFS, CMF, G. 2012. (2012). *Guía para la Elaboración de Programas de Manejo del Fuego en Áreas Naturales Protegidas y Sitios de Interés (Guía Rápida)* (p. 60). [https://simec.conanp.gob.mx/Publicaciones2020/Publicaciones CONANP/Parte 2/Guias/2014 Guia Elaboracion Programas de Manejo del Fuego.pdf](https://simec.conanp.gob.mx/Publicaciones2020/Publicaciones%20CONANP/Parte%202/Guias/2014%20Guia%20Elaboracion%20Programas%20de%20Manejo%20del%20Fuego.pdf)
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2011). *Estrategia y lineamientos de manejo del fuego en áreas naturales protegidas*. https://www.camafu.org.mx/wp-content/uploads/2017/12/estrategia_de_manejo_del_fuego_ANP.pdf
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2022). *Kit descargable de información espacial para la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Sistema de Información Geográfica de las Áreas Naturales Protegidas. <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/>
- Congalton, R. G., y Green, K. (2019). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. CRC press.
- Contreras-Martinez, S., y Santana, E. (1995). The effect of forest fires on migratory birds in the sierra de Manatlan, Jalisco, Mexico. *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico, MH Wilson and SA Sader (eds.). Miscellaneous Publication. Agricultural and Forest Experiment Station. Maine, 113–122.*
- Correa, N. E. R. (2018). Índices espectrales de vegetación para la detección de áreas quemadas. *La Calera, 16(27), 111–114.*
- Cruz C, P. (1989). *Atlas Cartográfico de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco, México* (Laboratorio Natural Las Joyas (ed.)). Universidad de Guadalajara.
- Cuevas-Guzmán, R., Benz, B., Jardel, E., y Herrera-MacBryde, O. (1997). Sierra de Manantlán region and biosphere reserve mexico. *Centres of Plant Diversity: a Guide and Strategy for their Conservation. Washington DC The World Wide Fund for Nature & IUCN, 148–152.*
- Cuevas Guzmán, R., y Carvajal Hernández, S. (1999). *Trophis noraminervae* (Moraceae), una nueva especie para la Sierra de Manantlán, Jalisco, México. *Acta Botanica Mexicana, 47.*
- Cuevas, R., y Rzedowski, J. (1999). Una especie nueva de *Bursera* (Burseraceae) del occidente de México. *Acta Botanica Mexicana, 46, 77–81.*
- Curran, P. (1980). Multispectral remote sensing of vegetation amount. *Progress in physical geography, 4(3), 315–341.*
- Davies, D. K., Ilavajhala, S., Wong, M. M., y Justice, C. O. (2008). Fire information for resource

- management system: archiving and distributing MODIS active fire data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(1), 72–79.
- De Santis, A., y Vaughan, P. (2009). Revisión de las técnicas de identificación cartográfica de áreas quemadas. *Recursos rurales: revista oficial do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural (IBADER)*, 5, 93–100.
- Di Bella, C. ., Posse, G., Beget, M. ., Fischer, M. ., Mari, N., y Veron, S. (2008). La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Revista cinetífica y técnica de ecología y medio ambiente*, 17(3), 39–52. <https://doi.org/10.7818/re.2014.17-3.00>
- Diario Oficial del Estado de Jalisco. (1984, diciembre 8). *Acuerdo del C. Gobernador Constitucional del Estado por el cual se coloca bajo la protección y vigilancia del Departamento de Agricultura y Ganadería del Estado el predio propiedad de la entidad*. 1013–1014.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., y Pons, X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1751–1763.
- Díaz-Delgado, R., y Ruíz-Ramos, J. (2019). La Teledetección en la Caracterización del Régimen de Incendios y de los Efectos Sobre la Vegetación. En F. García Novo, M. Casal, y J. G. Pausas (Eds.), *Ecología de la Regeneración de Zonas Incendiadas* (pp. 131–146). Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía-ACSYMA. <http://www.acsya.es/Documentos/Jornadas/ECOLOGÍA DE LA REGENERACIÓN DE ZONAS INCENDIADAS.pdf>
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., y Soto, B. (1994). Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En M. Sala y J. L. Rubio (Eds.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (pp. 163–176). Geoforma Ediciones. https://www.researchgate.net/profile/E-Benito/publication/284545455_Action_of_forest_fires_on_vegetation_cover_and_soil_erodibility/links/5654995608aefe619b19fc59/Action-of-forest-fires-on-vegetation-cover-and-soil-erodibility.pdf
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., Blake, W. H., Chafer, C. J., Humphreys, G. S., y Wallbrink, P. J. (2006). Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319(1–4), 295–311.
- Drury, S. A., y Veblen, T. T. (2008). Spatial and temporal variability in fire occurrence within the Las Bayas Forestry Reserve, Durango, Mexico. *Plant Ecology*, 197(2), 299–316.
- EARTHDATA-NASA. (2021). *FIRMS FAQ | Earthdata*. <https://earthdata.nasa.gov/faq/firms-faq>
- Eberhardt, R. W., Foster, D. R., Motzkin, G., y Hall, B. (2003). Conservation of changing landscapes: Vegetation and land-use history of cape cod national seashore. *Ecological Applications*. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0068:COCLVA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0068:COCLVA]2.0.CO;2)
- Edwards, A. C., Maier, S. W., Hutley, L. B., Williams, R. J., y Russell-Smith, J. (2013). Spectral analysis of fire severity in north Australian tropical savannas. *Remote Sensing of Environment*, 136, 56–65.
- Eidenshink, J., Schwind, B., Brewer, K., Zhu, Z., Quayle, B., y Howard, S. (2007). A project for monitoring trends in burn severity. *Fire Ecology* 3 (1): 3–21. *Fire Ecology Special Issue Vol*, 3(4).

- Englehart, P. J., y Douglas, A. V. (2001). The role of eastern North Pacific tropical storms in the rainfall climatology of western Mexico. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 21(11), 1357–1370.
- EOS (Earth Observing System). (2021). *Active Fire Data*. Fire Information for Resource Management System (FIRMS); NASA's Land, Atmosphere Near real-time Capability for EOS (LANCE). <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/download/>
- Epting, J., Verbyla, D., y Sorbel, B. (2005). Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 96(3–4), 328–339.
- ESA (European Space Agency). (2020a). *MultiSpectral Instrument (MSI) Overview*. <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/msi-instrument>
- ESA (European Space Agency). (2020b). *Sentinel-2*. <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>
- Ferguson, S. A., Ruthford, J. E., McKay, S. J., Wright, D., Wright, C., y Ottmar, R. (2002). Measuring moisture dynamics to predict fire severity in longleaf pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, 11(4), 267–279.
- Ferrusquía, V. I. (1993). Geology of Mexico: a synopsis. *Biological diversity of Mexico*, 3–107.
- Figueroa-Rangel, B. L., Willis, K. J., y Olvera-Vargas, M. (2008). 4200 years of pine-dominated upland forest dynamics in west-central Mexico: human or natural legacy. *Ecology*, 89(7), 1893–1907.
- Ford, B., Val Martin, M., Zelasky, S. E., Fischer, E. V., Anenberg, S. C., Heald, C. L., y Pierce, J. R. (2018). Future fire impacts on smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth*, 2(8), 229–247.
- Fox, M. D., y Fox, B. J. (1987). The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of eastern Australia. En L. Trabaud (Ed.), *The Role of Fire in Ecological Systems* (pp. 23–48). SPB Academic Publishers.
- Fraser, R. H., 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*, 74(3), 362–376.
- Frelich, L. E. (2002). *Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542046>
- Fulé, P. Z., y Covington, W. W. (1999). Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology*, 13(3), 640–652.
- Galindo, I., Barrón, J., y Padilla, J. (2009). Relación entre ganadería extensiva e incendios en zonas forestales del estado de Colima. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 13(3), 17–33.
- García, A. R. L. (2020). Estudio de la severidad y regeneración de la vegetación por el incendio de 2012 en el Bosque La Primavera (México) mediante imágenes LANDSAT 7. *Revista Cartográfica*, 101, 35–50.
- García, E., y CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (1998).

- Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.* Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/clima1mgw.html>
- García, M., y Chuvieco, E. (2004). Assessment of the potential of SAC-C/MMRS imagery for mapping burned areas in Spain. *Remote Sensing of Environment*, 92(3), 414–423.
- Gerritsen, P. R. W. (1995). Styles of farming and forestry. The case of the Mexican community of Cuzalapa. *Wageningen Studies on Heterogeneity and Relocalization No. 1. Wageningen Agric. Univ., The Netherlands (1995) 99 pp.*
- GGWS (Golden Gate Weather Services). (2022). *Oceanic Niño Index (ONI)*. El Niño and La Niña Years and Intensities. <https://ggweather.com/enso/oni.htm>
- Gibson, K., y Negrón, J. F. (2009). Fire and bark beetle interactions. In: Hayes, JL; Lundquist, JE, comps. *The Western Bark Beetle Research Group: A unique collaboration with Forest Health Protection: Proceedings of a symposium at the 2007 Society of American Foresters conference. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-784. Portland, OR: , 784, 51–70.*
- Giglio, L. (2013). *MODIS Collection 5 Active Fire Product user's guide, Version 2.5*. Department of Geographical Sciences, University of Maryland, College Park, MD. https://modis-fire.umd.edu/files/MODIS_Fire_Users_Guide_2.5.pdf
- Giglio, L, Kendall, J. D., y Justice, C. O. (1999). Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data. *International Journal of Remote Sensing*, 20(10), 1947–1985.
- Giglio, Louis, Descloitres, J., Justice, C. O., y Kaufman, Y. J. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote sensing of environment*, 87(2–3), 273–282.
- Giglio, Louis, Loboda, T., Roy, D. P., Quayle, B., y Justice, C. O. (2009). An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote sensing of environment*, 113(2), 408–420.
- Giglio, Louis, Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Collatz, G. J., y Kasibhatla, P. (2006). Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(4), 957–974.
- Gobierno del Estado de Jalisco. (2021, septiembre). *Superficie afectada por incendios forestales. Monitoreo de Indicadores del Desarrollo de Jalisco.* <https://mide.jalisco.gob.mx/mide/panelCiudadano/detalleIndicador/1578>
- Gómez-Sánchez, E., De Las Heras, J., Lucas-Borja, M., y Moya, D. (2017). Ajuste de metodologías para evaluar severidad de quemado en zonas semiáridas (SE peninsular): Incendio Donceles 2012. *Revista de Teledetección*, 49, 103–113.
- Gómez, I., y Martín, M. (2008). Estudio Comparativo de Índices Espectrales para la Cartografía de Áreas Quemadas con Imágenes MODIS. *Revista de Teledetección*, 29(29), 15–24. <http://www.aet.org.es/revistas/revista29/Revista-AET-29-2.pdf>
- González-Alonso, F., de Miguel, S. M., y Gonzalo, J. M. C. (2007). Un nuevo algoritmo para la cartografía de áreas quemadas a partir de información NIR, SWIR y TIR. *Revista de Teledetección*, 2007(28), 97–105.

- Gonzalez-Caban, A., y Sandberg, D. V. (1989). Fire management and research needs in Mexico: opportunities for US- Mexican cooperation in fire research and technology transfer. *Journal of Forestry*.
- Graf-Montero, S., Santana, E., Jardel-Pelaez, E., Gómez, M., y García-Ruvalcaba, S. (2003). La Reserva de la Biosfera Sierra De Manantlan, Mexico. *Capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas: América Latina y el Caribe, July*, 135–153.
- Graf, S. H. (1992). *Gestion des ressources naturelles et organisations paysannes: réserve de la biosphère Sierra de Manantlán*. Montpellier: Mémoire de diplôme d'Ingénieur en Agronomie Tropicale, ESAT. M
- Gutiérrez, C. P., y Nieto, Á. L. M. (2006). *Teledetección: nociones y aplicaciones* (C. Pérez Gutierrez y Á. L. Muñoz Nieto (eds.)). Universidad de Salamanca.
- Guzmán, R. (1985). Reserva de la Biósfera de la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Estudio descriptivo" en la Universidad de Guadalajara, Tiempos de Ciencia, 1*, 10–24.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., y Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- Heinselman, M. L. (1981). Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems [Canadian and Alaskan boreal forests, Rocky Mountain subalpine forests, Great Lakes-Acadian forests, includes history, management; Canada; USA]. *USDA Forest Service General Technical Report WO*.
- 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.
- Hernández-López, L. (1991). *Análisis y evaluación de las áreas silvestres protegidas en Jalisco y Colima, México (Tesis de Licenciatura)*. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Guadalajara.
- Heyerdahl, E. K., y Alvarado, E. (2003). Influence of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. En *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas* (pp. 196–217). Springer.
- Hudak, A. T., Morgan, P., Bobbitt, M. J., Smith, A. M. S., Lewis, S. A., Lentile, L. B., Robichaud, P. R., Clark, J. T., y McKinley, R. A. (2007). The relationship of multispectral satellite imagery to immediate fire effects. *Fire Ecology, 3*(1), 64–90.
- Huete, A. R. (1987). Spectral signatures and vegetation indices. *II Reunión Nac. del Grupo de Trabajo en Teledetección, Valencia*, 13–26.
- Hunt Jr, E. R., y Rock, B. N. (1989). Detection of changes in leaf water content using near-and middle-infrared reflectances. *Remote sensing of environment, 30*(1), 43–54.
- Iltis, H. H., Doebley, J. F., Guzmán, R., y Pazy, B. (1979). *Zea diploperennis* (Gramineae): a new teosinte from Mexico. *Science, 203*(4376), 186–188.

- INE (Instituto Nacional de Ecología). (2000). Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Mexico. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*, 204. <https://doi.org/10.1111/jcmm.12794>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2016). “Áreas geoestadísticas municipales, 2016”, *escala: 1:250000. edición: 2016*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/muni_2016gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2018). “Red Vial. Red Nacional de Caminos (RNC) INEGI. 2018”, *escala: 1:50000*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463674641>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2019). “Localidades de la República Mexicana, 2019”, *escala: 1:250000. edición: 1*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463674658>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2021a). “Áreas geoestadísticas estatales”, *escala: 1:250000. edición: 1*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2021b, diciembre 14). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s7gw.html>
- Izaguirre, A. B. (2009). *Cartografía automática de área quemada a nivel local-regional mediante algoritmos de contexto espacial (Tesis doctoral)*. Universidad de Alcalá.
- Jardel-Peláez, E. J. (1990). El control de la tierra y la producción forestal. *J. Aguilar, S. Madrid, L. Merino y P. Gutiérrez. ERASAED-Programa Pasos-FPH. México DF*, 35–54.
- Jardel-Peláez, E. J. (1991). Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia*, 22, 9–26.
- Jardel-Peláez, E. J. (1992). *Estrategias para la conservación de la reserva de la biósfera Sierra de Manantlán: documento base para la integración del Programa de Manejo Integral*.
- Jardel-Peláez, E. J., Alvarado, E., Morfín-Ríos, J. E., Castillo-Navarro, F., y Flores-Garnica, J. G. (2009). Regímenes de incendios en ecosistemas forestales de México. *Impacto ambiental de incendios forestales. Mundi-Prensa, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias y Colegio de Postgraduados, Distrito Federal, Mexico.*, 73–100.
- Jardel-Peláez, E. J., Castillo-Navarro, F., Ramírez-Villeda, R., Chacón, J. C., y Balcázar-Medina, O. E. (2004). Los incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco y Colima. *Incendios forestales en México. (Eds L Villers, J López-Blanco)*, 143–160.
- Jardel-Peláez, E. J., González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M., y Ramírez-Marcial, N. (2008). Sucesión ecológica y restauración de bosques subtropicales de montaña en la Estación Científica Las Joyas, México. En *Restauración de Bosques en América Latina* (pp. 77–97). Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Mundi-Prensa.

- Jardel-Peláez, E. J., Pérez-Salicrup, D., Alvarado, E., y Morfin-Ríos, J. E. (2014). *Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo*. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). <https://www.gob.mx/publicaciones/articulos/principios-y-criterios-para-el-manejo-del-fuego-en-ecosistemas-forestales-guia-de-campo?idiom=es>
- Jardel. (2010). Planificación del Manejo del Fuego. *Enrique J. Jardel Peláez*, 62. http://www.ccmss.org.mx/descargas/Planificacion_del_manejo_del_fuego_CCMSS.pdf
- Jardel, E. J., Cruz, G., y Graf, S. H. (1997). MANEJO FORESTAL COMUNITARIO EN UNA RESERVA DE LA BIOSFERA: LA EXPERIENCIA DEL EJIDO EL TERRERO EN LA SIERRA DE MANANTLAN. *XX International Congress of the Latin American Studies Association*. Guadalajara, Mexico.
- Jardel, E. J., Ezcurra, E., Santiago, P. A., Cortés, M. C., y Ramírez, R. J. M. (2001). Sucesión en bosques de Pino-Encino y Mesófilo de Montaña en la Sierra de Manantlán. *Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales: manejo de recursos forestales del 3er milenio*. Guadalajara, Jalisco, Mexico, 7–9.
- Jardel, E., Ramírez, R., Saldaña, A., Castillo, F., Chacón, J., Zuloaga, S., Balcázar, O., Quiñones, H., y Aragón, A. (2003). Restauración de áreas afectadas por incendios forestales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. *Ecol. y Recur. Nat*, 2, 33.
- Jardel, E., Ramírez, V. R., Saldaña, A. A., Castillo, N. F., Chacón, M. J. C., Ortiz-Arrona, C., Román, G. T., y Graf, M. S. (2001). Manejo del fuego y restauración ecológica en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. *Memorias del V Congreso Mexicano de Recursos Forestales*, 7–9.
- Jardel, Enrique J, Ramírez-Villeda, R., Castillo-Navarro, F., García-Ruvalcaba, S., Balcázar, O., Chacón Mathieu, J., Morfin Ríos, J., Flores-Garnica, J., y Rodríguez-Trejo, D. (2006). Manejo del fuego y restauración de bosques en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Incendios Forestales. México y Madrid. Mundi-Prensa-CONAFOR*, 216–242.
- Jardel P., E. J. (1990). *Estrategia para la Conservación de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, Jalisco*. (p. 315). Universidad de Guadalajara.
- Jardel Peláez, E. J. (1998). Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. *El Occidente de Mexico*. Universidad de Guadalajara, Guadalajara.
- Jiménez Escudero, V. M. (2017). *Teledetección de superficies quemadas asociadas a incendios forestales entre 2000-2015 en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kaufman, Y. J. (1989). The atmospheric effect on remote sensing and its correction. *Theory and application of optical remote sensing*, 336–428.
- Keeley, J. E. (2006). Fire severity and plant age in postfire resprouting of woody plants in sage scrub and chaparral. *Madrono*, 53(4), 373–379.
- Keeley, J. E., Brennan, T., y Pfaff, A. H. (2008). Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecological Applications*, 18(6), 1530–1546.
- Key, C H, y Benson, N. C. (2004). Ground measure of severity, the composite burn index. *FIREMON Landscape Assessment*, 4, 2004.
- Key, C H, y Benson, N. C. (2005). Landscape assessment: ground measure of severity, the composite burn index; and remote sensing of severity, the normalized burn ratio. *FIREMON: Fire effects*

monitoring and inventory system, 2004.

- Key, Carl H. (2006). Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecology*, 2(2), 34–59.
- Key, Carl H, y Benson, N. C. (1999). The composite burn index (CBI): field rating of burn severity. *US Geological Survey*. Available at <http://nrmsc.usgs.gov/research/cbi.htm> [Verified 3 April 2006].
- Key, Carl H, y Benson, N. C. (2006). Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: *Lutes, Duncan C.; Keane, Robert E.; Caratti, John F.; Key, Carl H.; Benson, Nathan C.; Sutherland, Steve; Gangi, Larry J. 2006. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, CO: US Department of, 164.*
- Knipling, E. B. (1970). Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote sensing of environment*, 1(3), 155–159.
- Kushla, J. D., y Ripple, W. J. (1997). The role of terrain in a fire mosaic of a temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95(2), 97–107.
- Kutiel, P. (1994). Fire and ecosystem heterogeneity: a Mediterranean case study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19(2), 187–194.
- Labrador, M., Évora, J., y Arbelo, M. (2012). Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio. *Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas del Gobierno de Canarias*, 13–21.
- Landi, M. A. (2018). *CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE INCENDIOS, SU RELACIÓN CON EL CLIMA Y SU EFECTO EN LA RESILIENCIA Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN*. UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA.
- Larson, A. J., y Franklin, J. F. (2005). Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the western Oregon Cascade Range, USA. *Forest ecology and management*, 218(1–3), 25–36.
- Lentile, L. B., Smith, F. W., y Shepperd, W. D. (2006). Influence of topography and forest structure on patterns of mixed severity fire in ponderosa pine forests of the South Dakota Black Hills, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 15(4), 557–566.
- Lertzman, K., y Fall, J. (1998). From forest stands to landscapes: spatial scales and the roles of disturbances. En *Ecological scale: theory and applications*.
- Levine, J. S. (1996). *Biomass Burning and Global Change: Remote sensing, modeling and inventory development, and biomass burning in Africa* (Vol. 1). MIT Press.
- Liou, K.-N. (2002). *An introduction to atmospheric radiation* (Vol. 84). Elsevier.
- Lloret, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 101–126.
- Lloret, F., y López-Soria, L. (1993). Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4(3), 367–374.
- Loboda, T., O’neal, K. J., y Csiszar, I. (2007). Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned

- area mapping from MODIS data. *Remote sensing of environment*, 109(4), 429–442.
- López-de-Ullibarri, I., y Pita-Fernández, S. (1999). Medidas de concordancia: El índice Kappa. *Cadernos de atención primaria*, 6(4), 223–226.
- Lorente Adame, M. P. (1992). *Plantas de importancia apícola en tres localidades de la Sierra de Manantlán, Jalisco, México*. Universidad de Guadalajara.
- Lutes, D. C., Keane, R. E., Caratti, J. F., Key, C. H., Benson, N. C., Sutherland, S., y Gangi, L. J. (2006). FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164*. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 1 CD., 164.
- MAB-UNESCO (Programa Sobre el Hombre y la Biosfera). (2012). *SEGUNDA REVISIÓN PERIÓDICA DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA DEL MAB-UNESCO SIERRA DE MANANTLÁN, MÉXICO*. <https://docplayer.es/4347996-Revision-periodica-de-la-reserva-de-la-biosfera-del-mab-unesco-sierra-de-manantlan-mexico.html>
- Maderey-Rascón, L. E., y Torres-Ruata, C. (1990). "Hidrografía". *Extraído de Hidrografía e hidrometría, IV.6.1 (A). Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000*. Instituto de Geografía, UNAM. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=hidro4mgw>
- Maldonado Méndez, M. de L., Rodríguez Trejo, D. A., Guízar Nolasco, E., Velázquez Martínez, J., y Nájuez Jiménez, S. (2009). Reducción en riqueza de especies arbóreas por incendios en la Reserva Selva El Ocote, Chiapas. *Ciencia forestal en México*, 34(106), 127–148.
- Martín, M P, y Chuvieco, E. (2001). Propuesta de un nuevo índice para cartografía de áreas quemadas: aplicación a imágenes NOAA-AVHRR y Landsat-TM. *Revista de Teledetección*, 16, 57–64.
- Martín, M Pilar, Chuvieco, E., y Aguado, I. (1998). *La incidencia de los incendios forestales en España*.
- Martínez-García, E., Rubio, E., López-Serrano, F., Dadi, T., Andrés-Abellán, M., García-Morote, F., Lucas-Borja, M., Candel, D., y Wic, C. (2013). Evaluación de la severidad mediante de imágenes Landsat y validación con datos de campo en el incendio del Monte "Ensanche de Las Majadas"(Cuenca). *6to Congreso Forestal Español. Vitoria-Gasteiz, España*.
- Martínez, L. M., Sandoval, J. J., y Guevara, R. D. (1991). El clima en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (Jalisco-Colima, México) y en su área de influencia. *Agrociencia Ser. Agua-Suelo-Clima*, 2, 107–119.
- Mas, Jean Françis, Reyes Díaz Gallegos, J., y Pérez Vega, A. (2012). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas*, 51, 53–72. <https://doi.org/10.14350/rig.30414>
- Mas, Jean Francois. (2011). *Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).
- Masot, A. N., Arenas, G. N., y Marcos, G. M. (2016). Análisis de incendios forestales mediante sistemas de información geográfica y teledetección. Estudio de caso en Sierra de Gata (2015). *Tecnologías de la información geográfica en el análisis espacial. Aplicaciones en los Sectores Público, Empresarial y Universitario*, 247–268.
- McNeely, J. A. (1993). *Parks for Life: Report of the IVth World Congress on National Parks and*

Protected Areas, 10-21 February 1992. Island Press.

- Meliá, J., Gandia, S., y Caselles, V. (1986). Teledetección y firmas espectrales. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid*, 80(1–2), 177–185.
- Miller, J. D., Knapp, E. E., Key, C. H., Skinner, C. N., Isbell, C. J., Creasy, R. M., y Sherlock, J. W. (2009). Calibration and validation of the relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) to three measures of fire severity in the Sierra Nevada and Klamath Mountains, California, USA. *Remote Sensing of Environment*, 113(3), 645–656.
- Miller, J. D., y Thode, A. E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*, 109(1), 66–80.
- Miller, J. D., y Yool, S. R. (2002). Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment*, 82(2–3), 481–496.
- Mitri, G. H., y Gitas, I. Z. (2006). Fire type mapping using object-based classification of Ikonos imagery. *International journal of wildland Fire*, 15(4), 457–462.
- Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., García-Martín, A., Vlassova, L., y De la Riva Fernández, J. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. *Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz*, 427–440.
- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H., y Martin, D. A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10–37.
- Morón, L. S., Devisscher, T., y Espinoza, D. (2014). ANÁLISIS ESPACIAL Y MULTITEMPORAL DE LA DINÁMICA DE LOS INCENDIOS FORESTALES ENTRE LOS AÑOS 1986–2012 EN LA CUENCA DE ZAPOCÓ, SANTA CRUZ, BOLIVIA (p. 50). Instituto Boliviano de Investigación Forestal. <https://www.weadapt.org/sites/weadapt.org/files/legacy-new/knowledge-base/files/547efdd8388f1dt-lsaldana-final.pdf>
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J., y Marshak, A. L. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481–486.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). (2018a). *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*. <https://modis.gsfc.nasa.gov>
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). (2018b). *Suomi NPP Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS)*. <https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/missions-and-measurements/viirs/>
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). (2021). *What is the VIIRS 375 m Active Fire Product?* VIIRS I-Band 375 m Active Fire Data. <https://www.earthdata.nasa.gov/learn/find-data/near-real-time/firms/viirs-i-band-375-m-active-fire-data>
- Navarro, R. M., Fernández, P., y Escuin, S. (2001). Evaluación de daños producidos por incendios forestales mediante imágenes de satélite. Propuesta de restauración. *Congresos Forestales*.
- Navazo Arenas, G., Nieto Masot, A., y Moreno, G. (2016). ANÁLISIS DE INCENDIOS FORESTALES

- MEDIANTE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA Y TELEDETECCIÓN. ESTUDIO DE CASO EN SIERRA DE GATA (2015). En *TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL ANÁLISIS ESPACIAL. Aplicaciones en los Sectores Públicos, Empresariales y Universitarios* (pp. 247–268). Grupo de Investigación en Desarrollo Sostenible y Planificación Territorial.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., y Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1–2), 51–71.
- Neary, D. G., Ryan, K. C., y DeBano, L. F. (2005). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p., 42.*
- NOAA Climate Prediction Center. (2022). *Cold y Warm Episodes by Season. El Niño / Southern Oscillation (ENSO)*. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- Oliva, P. (2009). Métodos para la cartografía de área quemada con imágenes del sensor envisat-meris en la cuenca mediterránea. *Alcalá de Henares, España: Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá.*
- Ordoñez, A., y Serna, J. (2015). Análisis Superficial y Multitemporal de imágenes Landsat 7 Etm+ y Landsat 8 Oli Tirs en el proyecto carbonífero La Luna entre los años 2001 y 2015. *Universidad de Manizales.*
- 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*, 65(2), 132–142.
- Pausas, J. G. (2012). *Incendios forestales. Una visión desde la ecología*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España).
- Pausas, J. G., y Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593–601.
- Peña, M. A., y Ulloa, J. (2017). Mapeo de la recuperación de la vegetación quemada mediante la clasificación de índices espectrales pre-y post-incendio. *Revista de Teledetección*, 50, 37–48.
- Pereira, J. M. C., Sá, A. C. L., Sousa, A. M. O., Silva, J. M. N., Santos, T. N., y Carreiras, J. M. B. (1999). Spectral characterisation and discrimination of burnt areas. En *Remote sensing of large wildfires* (pp. 123–138). Springer.
- Pereira, M. C., y Setzer, A. W. (1993). Spectral characteristics of deforestation fires in NOAA/AVHRR images. *International Journal of Remote Sensing*, 14(3), 583–597.
- Pompa-García, M., y Sensibaugh, M. (2014). Ocurrencia de incendios forestales y su teleconexión con fenómenos ENSO. *CienciaUAT*, 8(2), 6–10.
- Pyne, S J, Andrews, P. L., y Laven, R. D. (1996). *Introduction to Wildland Fire*, John Wiley and Sons. *New York.*
- Pyne, Stephen J. (1997). *World fire: the culture of fire on earth*. University of Washington press.
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., y Shimabukuro, Y. E. (2006). Mapping burned areas in Mediterranean countries using spectral mixture analysis from a uni-temporal

- perspective. *International Journal of Remote Sensing*, 27(4), 645–662.
- Rego, C. A., González, A. D. R., y Arellano, S. (2018). Evaluación y cartografiado de la severidad de los grandes incendios ocurridos en el distrito forestal XIV (Verín-Viana) entre 2006-2016. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 44, 169–182.
- Reid, C. E., y Maestas, M. M. (2019). Wildfire smoke exposure under climate change: impact on respiratory health of affected communities. *Current opinion in pulmonary medicine*, 25(2), 179.
- Ressl, R., y Cruz, I. (2012). Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. CONABIO. *Biodiversitas*, 100, 12–13.
- Robinson, J. M. (1991). Fire from space: Global fire evaluation using infrared remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 12(1), 3–24.
- Rodríguez-Trejo, D. A., y Fulé, P. Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 23–37.
- Rogan, J., y Yool, S. R. (2001). Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 22(16), 3101–3121.
- Rouse, J. W. (1974). Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. *NASA/GSFC, type III, final report, greenbelt, MD*, 371.
- Roy, D. P., Jin, Y., Lewis, P. E., y Justice, C. O. (2005). Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.007>
- Roy, D P, Lewis, P. E., y Justice, C. O. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—A bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote sensing of environment*, 83(1–2), 263–286.
- Roy, David P. (1999). Multi-temporal active-fire based burn scar detection algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 20(5), 1031–1038.
- RSAC (Remote Sensing Applications Center). (2005). *Burned Area Emergency Response (BAER) Imagery Support*. USDA Forest Service.
- Ruiz Corral, J. A., Flores López, H. E., Regalado Ruvalcava, J. R., y Ramírez Ojeda, G. (2012). *Estadísticas Climáticas Normales del Estado de Jalisco* (Libro Técnico). INIFAP-CIRPAC-Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. <https://docplayer.es/20576572-Estadisticas-climaticas-normales-del-estado-de-jalisco.html>
- Ruiz, R. (2010). *Estimación y actualización al 2009 de la Tasa de Transformación del hábitat de las áreas naturales protegidas SINAP I y SINAP II del FANP: Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. México: Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, AC y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Rzedowski, J. (1978). Vegetación de México. limusa. *México, DF*.
- Rzedowski, Jerzy. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15, 47–64.

- Salazar, D. N. S. (2019). *Cartografía de la severidad de los incendios forestales (2017, 2018, 2019) en el estado de Guanajuato empleando imágenes Sentinel-2*.
- Saldaña, A., y Jardel, E. J. (1991). Regeneración natural del estrato arbóreo en bosques subtropicales de montaña en la Sierra de Manantlán, México: estudios preliminares. *Biotam*, 3(3), 36–50.
- Salitchev, K. A. (1979). Cartografía. *Pueblo y Educación*.
- Salvador, R., y Lloret, F. (1995). Germinación en el laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. *Orsis: organismos i sistemes*, 25–34.
- Samarakoon, L., Kishihara, N., Shimamura, E., y Ogawa, S. (1988). Fire-Damage Mapping by Landsat Data and an Analysis of the Factors Affecting Forest Fires. *Journal of the Japanese Forestry Society*, 70(9), 403–406.
- Sánchez-Velásquez, L. R., y García-Moya, E. (1993). Sucesión forestal en la Sierra de Manantlán. *Jal., México: bosque mesófilo de montan ay bosque de Pinus. Agrociencia*, 3, 7–26.
- Sánchez, A., García, R. M., y Palma, A. (2003). La cuenca hidrográfica. *Unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales. CECADESU–SEMARNAT*.
- Sánchez Rodríguez, E. V., López Mata, L., García Moya, E., y Cuevas Guzmán, R. (2003). Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 73.
- Sánchez Velásquez, L. R., Hernández Vargas, G., Carranza, M. A., Pineda López, M. del R., Cuevas, R., y Aragón, F. (2002). Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la Sierra de Manantlán, México. *Antagonismo de usos. Polibotánica*, 13.
- Sandholt, I., Rasmussen, K., y Andersen, J. (2002). A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote Sensing of environment*, 79(2–3), 213–224.
- Sandoval, B., Reyes, T., y Oyarzún, M. (2019). Mecanismos de los efectos nocivos para la salud de la contaminación atmosférica proveniente de incendios forestales. *Revista chilena de enfermedades respiratorias*, 35(1), 49–57.
- Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. (2022). *Incendios Forestales*. <http://siga.jalisco.gob.mx/webincendios/#default>
- Sellers, P. J. (1989). Vegetation-canopy spectral reflectance and biophysical processes. *Theory and applications of optical remote sensing*, 297–335.
- SEMADET (Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial). (2018). *Plan Estatal de Manejo del Fuego en el Estado de Jalisco*. Gobierno del Estado de Jalisco.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2013). Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (PROMARNAT) 2013- 2018. En *Plan Nacional de desarrollo 2013-2018* (p. 134). Gobierno de la República. [http://igh.com.mx/programa_hidrico_chiapas/documentos/Informacion/Programa Sectorial de Recursos Naturales y Medio Ambiente \(2013-2018\).pdf](http://igh.com.mx/programa_hidrico_chiapas/documentos/Informacion/Programa Sectorial de Recursos Naturales y Medio Ambiente (2013-2018).pdf)
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2015). *Programa Especial de*

- Cambio Climático 2014-2018*. <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/programa-especial-de-cambio-climatico-2014-2018>
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2021). *Programa Especial de Cambio Climático 2021-2024* (p. 64). Diario Oficial de la Federación. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/681172/PECC-2021-2024.pdf>
- Sheinbaum, J. (2003). Current theories on El Niño-southern oscillation: a review. *Geofísica internacional*, 42(3), 291–305.
- Silva, J. M. N., Cadima, J., Pereira, J. M. C., y Grégoire, J.-M. (2004). Assessing the feasibility of a global model for multi-temporal burned area mapping using SPOT-VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing*, 25(22), 4889–4913.
- Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales. (2016). *Nueva herramienta para la detección de focos de calor | SIB, Parques Nacionales, Argentina*. <https://sib.gob.ar/novedades/nueva-herramienta-para-la-deteccion-de-focos-de-calor>
- SMN-CONAGUA (Servicio Meteorológico Nacional). (2020). *Inventario de Registros por Década Año para la Estación Climatológica 14036 “Cuautitlán”* (p. 16). Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/Estadistica/14350.pdf>
- SMN-CONAGUA (Servicio Meteorológico Nacional). (2022a). *Precipitación a Nivel Nacional y por Entidad Federativa 2011-2021*. Resúmenes Mensuales de Temperatura y Lluvia. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- SMN-CONAGUA (Servicio Meteorológico Nacional). (2022b). *Temperatura Máxima Promedio a Nivel Nacional y por Entidad Federativa 2011-2021*. Resúmenes Mensuales de Temperatura y Lluvia. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- Stehman, S. V. y Czaplewski, R. L. (1998). Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote sensing of environment*, 64(3), 331–344.
- Swanson, F. J., Jones, J. A., Wallin, D. O., y Cissel, J. H. (1994). Natural variability—implications for ecosystem management. *ME Jensen and PS Bourgeron, editors*, 2, 80–94.
- Tamayo Cedeño, O. (2014). *Determinación cartográfica de zonas incendiadas mediante la aplicación del algoritmo NBR con imágenes Landsat 5 TM*. Facultad de Ingeniería-Ingeniería en Geomática-UNICACH.
- 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.
- Tanase, M., de la Riva, J., y Perez-Cabello, F. (2011). Estimating burn severity at the regional level using optically based indices. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(4), 863–872.
- Tansey, K., Grégoire, J., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J., Van Bogaert, E., y Bartholomé, E. (2008). A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophysical Research Letters*, 35(1).
- Tansey, K., Grégoire, J., Stroppiana, D., Sousa, A., Silva, J., Pereira, J. M. C., Boschetti, L., Maggi, M., Brivio, P. A., y Fraser, R. (2004). Vegetation burning in the year 2000: Global burned area

- estimates from SPOT VEGETATION data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D14).
- Trigg, S., y Flasse, S. (2000). Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. *International Journal of Remote Sensing*, 21(16), 3161–3168.
- Udvardy, M. D. F. (1975). *A Classification of the Biological Provinces of the World* (UICN Occas). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <http://fnad.org/Documentos/A Classification of the Biogeographical Provinces of the World Miklos D.F. Udvardy.pdf>
- USGS (U.S. Geological Survey). (2018). *Landsat Missions*. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-missions>
- Valdez-Zavala, K. M., Bravo-Peña, L. C., y Manzo-Delgado, L. L. (2019). Áreas quemadas y cambio de uso del suelo en el suroeste de Chihuahua (México) durante el periodo 2013-2017: Identificación con el índice Normalized Burn Ratio (NBR). *Acta universitaria*, 29.
- Van Der Werf, G. R., Randerson, J. T., Collatz, G. J., y Giglio, L. (2003). Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*, 9(4), 547–562.
- Van Der Werf, G. R., Randerson, J. T., Collatz, G. J., Giglio, L., Kasibhatla, P. S., Arellano, A. F., Olsen, S. C., y Kasischke, E. S. (2004). Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period. *Science*, 303(5654), 73–76.
- Van Wagtenonk, J. W., Root, R. R., y Key, C. H. (2004). Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote sensing of environment*, 92(3), 397–408.
- Vazquez, G. J. A., Cuevas, G. R., Cochrane, T. S., Iltis, H. H., Santana, M. F. J., y Guzman, H. L. (1995). Flora de Manantlán: plantas vasculares de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán Jalisco-Colima, México. *Sida, Bot. Misc*, 13.
- Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., y Fonturbel, T. (2008). The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 256(9), 1596–1603.
- Vidal, A., Pinglo, F., Durand, H., Devaux-Ros, C., y Maillet, A. (1994). Evaluation of a temporal fire risk index in Mediterranean forests from NOAA thermal IR. *Remote Sensing of Environment*, 49(3), 296–303.
- Viedma, O., y Chuvieco, E. (1994). Cartografía y evaluación de daños causados por incendios forestales mediante técnicas de teledetección. *ATTIM Boletín de Información Técnica*, 167(November 2014), 60–66.
- Viera, A. J., y Garrett, J. M. (2005). Understanding interobserver agreement: the kappa statistic. *Fam med*, 37(5), 360–363.
- Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge university press.
- White, P. S. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *Natural disturbance and patch dynamics*, 3–13.