



Trabajo Fin de Máster

Análisis de la regeneración vegetal posfuego mediante sensores orbitales multiescala en paisajes forestales incendiados de Aragón

Analysis of post-fire vegetation regeneration using multiscale orbital sensors in burned forest landscapes of Aragón

Autor: Pedro Martín Ortiz

Director: Fernando Pérez Cabello

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
Máster Universitario en Tecnologías de la Información Geográfica para la Ordenación del
Territorio: SIG y Teledetección
Año académico 2023/2024

Resumen

En el contexto actual de la problemática ambiental de los incendios forestales, es fundamental conocer la regeneración de las formaciones forestales tras una perturbación para evaluar su capacidad de recuperación y gestionar adecuadamente la conservación e incremento del patrimonio forestal. En Aragón, desde la década de 1970, se han registrado alrededor de 170 incendios (>100 ha), afectando a ecosistemas de muy diversa naturaleza a lo largo de la geografía aragonesa. Este estudio realiza un análisis estadístico y una tipificación, utilizando criterios de diferente naturaleza (severidad-gravedad, localización geográfica, altitud, radiación solar, dominios de paisaje y series de vegetación potencial) para seleccionar una muestra representativa de incendios. Sobre estos incendios se han aplicado diversos métodos de diagnóstico atendiendo a diferentes vectores de la regeneración (tipo de vegetación, características biofísicas y proceso de recuperación). Para ello, se han utilizado técnicas de clasificación digital de imágenes de muy alta resolución espacial (GeoSAT-2) para identificar las formaciones forestales y su distribución; biprocesadores para la obtención del parámetro biofísico LAI a partir de Sentinel-2; y análisis multitemporal del NDVI durante los primeros años después del incendio, utilizando colecciones de imágenes Landsat en GEE. Estos métodos han proporcionado resultados satisfactorios para diagnosticar los espacios forestales y diferenciar comportamientos entre incendios y especies vegetales. Los resultados ponen de manifiesto que las formaciones vegetales dominadas por especies con estrategias reproductivas basadas en el rebrote muestran una tendencia regenerativa más alta, ocupando nuevamente el espacio quemado en períodos relativamente cortos. Por otro lado, las especies con estrategias de adaptación pasiva presentan niveles de recuperación más reducidos.

Palabras clave: *incendio forestal, Aragón, LAI, NDVI, regeneración vegetal.*

Abstract

In the current context of environmental issues surrounding forest fires, it is crucial to understand the regeneration of forest formations after a disturbance to assess their recovery capacity and properly manage the conservation and enhancement of forest heritage. In Aragón, since the 1970s, around 170 fires (>100 ha) have been recorded, affecting ecosystems of diverse nature throughout the region. This study conducts a statistical analysis and classification using various criteria (severity, geographic location, altitude, solar radiation, landscape domains, and potential vegetation series) to select a representative sample of fires. For these fires, different diagnostic methods have been applied, focusing on various vectors of regeneration (type of vegetation, biophysical characteristics, and recovery process). Techniques such as digital classification of very high spatial resolution images (GeoSAT-2) were used to identify forest formations and their distribution; biprocessors to obtain the biophysical parameter LAI from Sentinel-2; and multitemporal analysis of NDVI during the early years post-fire using Landsat image collections in GEE. These methods have provided satisfactory results for diagnosing forest areas and differentiating behaviors among fires and plant species. The results reveal that vegetation formations dominated by species with resprouting reproductive strategies show a higher regenerative trend, reoccupying the burned area in relatively short periods. Conversely, species with passive adaptation strategies exhibit lower recovery levels.

Keywords: forest fire, Aragon, LAI, NDVI, vegetation regeneration.

Índice

1. Introducción.....	1
1.1. Objetivos	3
2. Ámbito de estudio	4
3. Materiales y métodos.....	6
3.1. Materiales	8
3.1.1. Materiales empleados en la descripción y clasificación de incendios	8
3.1.2. Imágenes de GeoSAT-2	10
3.1.3. Colecciones de imágenes Landsat GEE	12
3.1.4. Imágenes Sentinel	12
3.2. Metodología	13
3.2.1. Análisis estadístico aplicado	13
3.2.2. Procesado y Clasificación digital de imágenes Geosat-2.....	14
3.2.3. Obtención de datos LAI	16
3.2.4. Obtención de tendencias del NDVI (GEE).....	17
4. Resultados.....	17
4.1. Distribución espacial de los incendios.....	17
4.1.1. Dominios de Paisaje	18
4.1.2. Distribución por series de vegetación	19
4.1.3. Vegetación afectada.....	20
4.2. Tipología y selección de incendios	21
4.2.1. Incendios seleccionados.....	25
4.3. Distribución de las formaciones vegetales en las zonas incendiadas	27
4.4. Distribución de los valores de LAI por incendio forestal.....	32
4.5. Tendencias regenerativas de los incendios forestales.....	38
4.5.1. Tendencias regenerativas por especies vegetales	43
5. Discusión	46
5.1. Valoración del proceso de selección de incendios.....	46
5.2. Regeneración forestal de las comunidades forestales analizadas	47
5.3. Impacto del intervalo temporal de las tendencias (+15 años posfuego) y distribución de los valores de severidad	52
5.4. Limitaciones derivadas del uso de productos multisensor	53
5.5. Líneas de trabajo futuras.....	54
6. Conclusiones	54
Agradecimientos.....	55
Bibliografía.....	56

Índice de Tablas

Tabla 3.1. Umbral de clasificación del índice RdNBR (Botella-Martínez & Fernández-Manso, 2017)	10
Tabla 3.2. Lista de productos disponibles en GeoSAT-2 (Instituto Geográfico Nacional, 2021).	11
Tabla 4.1. Datos de estadística descriptiva de los incendios forestales sobre los distintos dominios de paisaje.....	18
Tabla 4.2. Datos de estadística descriptiva de los incendios forestales sobre las distintas series de vegetación potencial.	19
Tabla 4.3. Datos de estadística descriptiva sobre las formaciones forestales afectadas.	20
Tabla 4.4. Resultados de la validación de las imágenes Geosat-2 clasificadas.....	28

Índice de figuras

Figura 3.1. Esquema metodológico.	7
Figura 4.1. Distribución espacial de los IFA >100ha (Mitchell & Scott, 2021).	18
Figura 4.2. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su posición geográfica.	22
Figura 4.3. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su elevación y radiación media.....	23
Figura 4.4. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su elevación y radiación media.....	24
Figura 4.5. Frecuencia acumulada de la tendencia del NDVI de cada incendio.	33
Figura 4.6. Distribución de los valores promedio de LAI (intervalos de confianza -95%) por formaciones vegetales.	36
Figura 4.7. Frecuencia acumulada de la tendencia del NDVI de cada incendio.	38
Figura 4.8. Evolución promedio del NDVI de las formaciones forestales más representativas.	43
Figura 4.9. Interacciones entre especie vegetal (prefuego) e incendio forestal, en relación con la tendencia regenerativa.	44
Figura 4.10. Interacciones entre especie vegetal (posfuego) e incendio forestal, en relación con la tendencia regenerativa.	45

Índice de mapas

Mapa 2.1. Ámbito de estudio.	5
Mapa 4.1. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Seira (1991).....	28
Mapa 4.2. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio del Pico del Águila (1986).	29
Mapa 4.3. Vegetación actual de la superficie quemada en los incendios de Zuera (1995 - 2008).	30
Mapa 4.4. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Fuentes de Jiloca (1987).	31
Mapa 4.5. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Aliaga (2009).....	32
Mapa 4.6. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Seira (1991).	34

Mapa 4.7. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio del Pico del Águila (1986)	34
Mapa 4.8. Valores de LAI promedio de primavera y verano en los incendios de los Montes de Zuera (1995 - 2008)	36
Mapa 4.9. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Fuentes de Jiloca (1987)	37
Mapa 4.10. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Aliaga (2009).	37
Mapa 4.11. Tendencia del NDVI en el incendio de Seira (1991).	39
Mapa 4.12. Tendencia del NDVI en el incendio del Pico del Águila (1986).	40
Mapa 4.13. Tendencia del NDVI en los incendios de los montes de Zuera (1995-2008).	41
Mapa 4.14. Tendencia del NDVI del incendio de Fuentes de Jiloca (1987).....	41
Mapa 4.15. Tendencia del NDVI del incendio de Aliaga (2009).....	42

1. Introducción

En el contexto actual de los ecosistemas forestales aragoneses, así como en la mayoría de los pertenecientes al ámbito mediterráneo, los incendios representan uno de los problemas ambientales más destacados debido a su elevada recurrencia y magnitud (Pausas & Vallejo, 1999). Las condiciones climáticas de estos espacios han estado vinculadas tradicionalmente a la presencia de incendios forestales, al coincidir los eventos de máxima temperatura con la mínima precipitación (Chuvieco & Martínez-Vega, 2012; Pausas & Vallejo, 1999). Aunque en estos entornos el fuego se ha presentado a lo largo de la historia como un elemento natural modelador de los paisajes, las características que han ido adquiriendo en las últimas décadas están alterando profundamente los ecosistemas forestales (Bodí *et al.*, 2012).

Los cambios recientes en las actividades socioeconómicas, los usos del suelo y los estilos de vida, así como los patrones climáticos, tienen un impacto notable en el régimen histórico de incendios, causando daños potencialmente mayores a los que se esperarían tradicionalmente, llegando a comprometer la capacidad de recuperación de los ecosistemas (García-Ruiz *et al.*, 2011; Pausas & Vallejo, 1999). Estos daños tienen una afección directa sobre el sistema suelo-vegetación-fauna, aunque la destrucción de la vegetación supone el efecto más inmediato y de mayor envergadura desde una perspectiva ecológica y paisajística (Pausas & Vallejo, 1999).

Después de un incendio forestal, en ecosistemas adaptados al fuego, se produce una intensa proliferación de los mecanismos de regeneración de las especies preexistentes e invasivas que en gran medida determinan el ritmo e intensidad del proceso de recuperación (Pausas, 2012). Como resultado, las comunidades posincendio suelen presentar características muy similares a las existentes antes del evento (Pausas, 2012). Sin embargo, a medio o largo plazo el fuego puede provocar cambios permanentes en la composición florística de la comunidad vegetal debido al impacto en las propiedades físicas y químicas del suelo, la pérdida de biomasa y la alteración de los patrones del paisaje (Vallejo *et al.*, 2009). Además, este ritmo de regeneración también viene condicionado por otros factores como las características termo-pluviométricas y los procesos de erosión posfuego, así como la propia severidad con la que se ha manifestado el fuego (Chuvieco & Martínez-Vega, 2012).

Para llevar a cabo una gestión adecuada del patrimonio forestal, mejorar su estado de conservación y protección frente a perturbaciones futuras resulta de gran utilidad disponer de información sobre el estado de recuperación de las áreas afectadas por el fuego (Cerdà & Robichaud, 2009). Así mismo, otros autores, en esta misma línea, señalan la importancia de comparar los resultados obtenidos en diferentes ambientes para intercambiar experiencias y obtener mejores resultados en el estudio del comportamiento de la vegetación después de un incendio forestal (Ramos & Soares, 2004).

En el contexto de la dinámica forestal posincendio, resulta fundamental la monitorización de la respuesta de la vegetación para comprender los efectos del fuego, lo que supone establecer métodos de diagnóstico de dichos efectos y análisis de la regeneración en zonas quemadas (Martínez *et al.*, 2017). En este marco, los diversos sensores de teledetección ofrecen un gran potencial de análisis, tanto en la evaluación de los daños como en el seguimiento temporal de la regeneración vegetal (Wagtendonk *et al.*, 1996). Las imágenes satélite han sido ampliamente utilizadas en el sector forestal, especialmente en la determinación de las etapas

de crecimiento, estudios de la regeneración y la evaluación de los efectos del fuego sobre las comunidades forestales (Treviño, 2001).

En la literatura científica se pueden encontrar numerosas publicaciones en las que se estudian los efectos del fuego sobre la vegetación a partir de técnicas de teledetección, como indicadores espetrales, métricas y algoritmos capaces de analizar la variabilidad espacio-temporal (Griffiths *et al.*, 2014). En estas publicaciones, se utilizan imágenes con diversa resolución espectral, temporal y espacial que van desde el uso de sensores ópticos de 1 km de resolución espacial hasta los 2 m (Tanase *et al.*, 2011). Aunque el programa Landsat es el más utilizado debido a su frecuencia de captura de imágenes cada 16 días, su alta resolución espacial de 30 metros y su disponibilidad continua a lo largo del tiempo, lo que ofrece diversas aplicaciones de teledetección (Wulder *et al.*, 2022). Sin embargo, en algunos casos, esta información que proporcionan los sensores comúnmente utilizados como Landsat no poseen la escala apropiada para caracterizar detalladamente el estado de la vegetación (Ancira-Sánchez & Treviño, 2015).

Como alternativa a este problema, se propone el uso de imágenes de satélite de muy alta resolución espacial debido a su potencial para identificar y caracterizar el estado de la vegetación de forma precisa (Ancira-Sánchez & Treviño, 2015). No obstante, las ventajas del programa Landsat en estos estudios se relacionan más con su capacidad para el análisis temporal y el monitoreo de la vegetación (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2017). El estudio de estas tendencias temporales está estrechamente relacionado con la utilización de índices multiespectrales como el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), que destaca el proceso de regeneración de las áreas quemadas de manera más clara que las firmas espetrales tradicionales (Henry & Hope, 1998).

Las imágenes de satélite Landsat y, en concreto, el NDVI han sido hasta la fecha uno de los tándems más empleados (Viedma *et al.*, 1997). Aunque el NDVI responde más a cambios en el área foliar que a cambios en la biomasa total (Henry & Hope, 1998). Cabe señalar que, el NDVI presenta algunos problemas relacionados con la influencia del suelo en zonas de escaso recubrimiento vegetal, o con la saturación en zonas con valores de recubrimiento elevado y requiere la realización de ajustes empíricos multitemporales para obtener información continua de carácter biofísico (Huete, 1988; Gao, 1996). Por lo tanto, el seguimiento de la recuperación de la vegetación posterior al fuego utilizando el NDVI debe limitarse a las etapas de desarrollo más recientes, aproximadamente 10-20 años después del incendio, ya que registra información relacionada con la cobertura vegetal y es el intervalo temporal en el que se producen los principales cambios en el dosel vegetal (Tanase *et al.*, 2011; Eugenio *et al.*, 2006).

En este contexto, el estudio de parámetros biofísicos presenta una gran utilidad. En concreto parámetros tales como el índice de área foliar (*Leaf Area Index -LAI*) podrían utilizarse como indicadores del grado de afección y de la recuperación del funcionamiento eco-fisiológico de las zonas quemadas. El LAI es una propiedad estructural del dosel que hace referencia a la cantidad de vegetación distribuida en la vertical, definiéndose como la superficie foliar fotosintéticamente activa por unidad de suelo (Chen & Black, 1992). Este parámetro se puede obtener a través del programa de observación de la Tierra Copernicus mediante el satélite Sentinel-2 y el uso de bioprocesadores.

En el contexto de Aragón, las experiencias en estudios forestales con imágenes ópticas son diversas, combinando distintos métodos, productos y variables. No obstante, es difícil encontrar

trabajos que analicen la recuperación forestal posincendio utilizando imágenes de muy alta resolución espacial como GeoSAT-2. Sin embargo, la utilización de imágenes ópticas de los programas Landsat, Sentinel o MODIS es algo más frecuente, pudiendo encontrar diversos estudios que analizan la recuperación forestal posincendio en el ámbito mediterráneo y concretamente en los paisajes aragoneses. La utilización de estas imágenes más comunes, como Landsat, para el análisis temporal de índices multiespectrales en Aragón ha sido estudiada antes por otros autores, como Vicente-Serrano *et al.* (2011). Sin embargo, todavía no se ha llevado a cabo un análisis comparativo sobre las tendencias de regeneración en incendios aragoneses con características contrastadas. En cuanto a la utilización de parámetros biofísicos para el análisis forestal sobre áreas quemadas en Aragón, también se pueden encontrar algunos antecedentes, como los estudios de Jiménez *et al.* (2016), donde se justifica la utilidad de estos métodos en análisis posincendio. En el presente estudio, la utilización de parámetros biofísicos se afronta como un material complementario para caracterizar el estado de las comunidades forestales.

En definitiva, el presente trabajo se centra en estas líneas de investigación, utilizando como caso de estudio una serie de incendios previamente seleccionados con características contrastadas que han tenido lugar en Aragón.

1.1. Objetivos

El propósito principal de este estudio es analizar el estado y la trayectoria regenerativa de la vegetación en una serie de incendios representativos de los incendios forestales en Aragón, con una superficie mayor de 100 hectáreas (desde ahora, IFA >100 ha). De este modo, se pretende determinar la capacidad de recuperación de los distintos espacios forestales afectados por el fuego desde la década de los años 70 del siglo XX, empleando para ello técnicas de teledetección.

Para abordar los objetivos principales del proyecto se requiere conseguir una serie de objetivos específicos:

- Identificar y seleccionar incendios representativos a partir de un análisis estadístico, que permita caracterizar y tipificar todos los incendios forestales ocurridos en Aragón, incorporando diversas variables paisajísticas y ambientales.
- Identificar y cartografiar las formaciones forestales que actualmente ocupan seis áreas quemadas representativas, empleando imágenes ópticas de muy alta resolución espacial. Para caracterizar los espacios quemados en función de la ocupación de las formaciones vegetales y su relación con las previas al fuego.
- Analizar las formaciones forestales actuales a partir los valores de LAI, como parámetro biofísico que aporta una visión sobre las propiedades estructurales del dosel vegetal regenerado actualmente.
- Examinar la evolución temporal de la cobertura forestal afectada por los diversos incendios seleccionados, mediante la monitorización del NDVI durante los 15 años posteriores al incendio.

Estos objetivos van en la línea de investigación del proyecto de I+D+i “Análisis dinámico de la resiliencia de los Paisajes Forestales afectados por el Fuego (PaF) mediante indicadores espectrales multisensor”, ya que el presente trabajo se enmarca en dicho proyecto de investigación. Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de España (proyectos CGL2016-80783-R, 2016 y PID2020-118886RB-I00, 2020).

2. Ámbito de estudio

El área de estudio de este trabajo se encuentra dentro de los límites de la Comunidad Autónoma de Aragón, una región situada en el noreste de la Península Ibérica, que abarca el 9,4% del territorio español. Más concretamente, el ámbito de estudio se circunscribe sobre los espacios forestales afectados por IFA >100 ha que han tenido lugar desde los años 70 hasta el 2020.

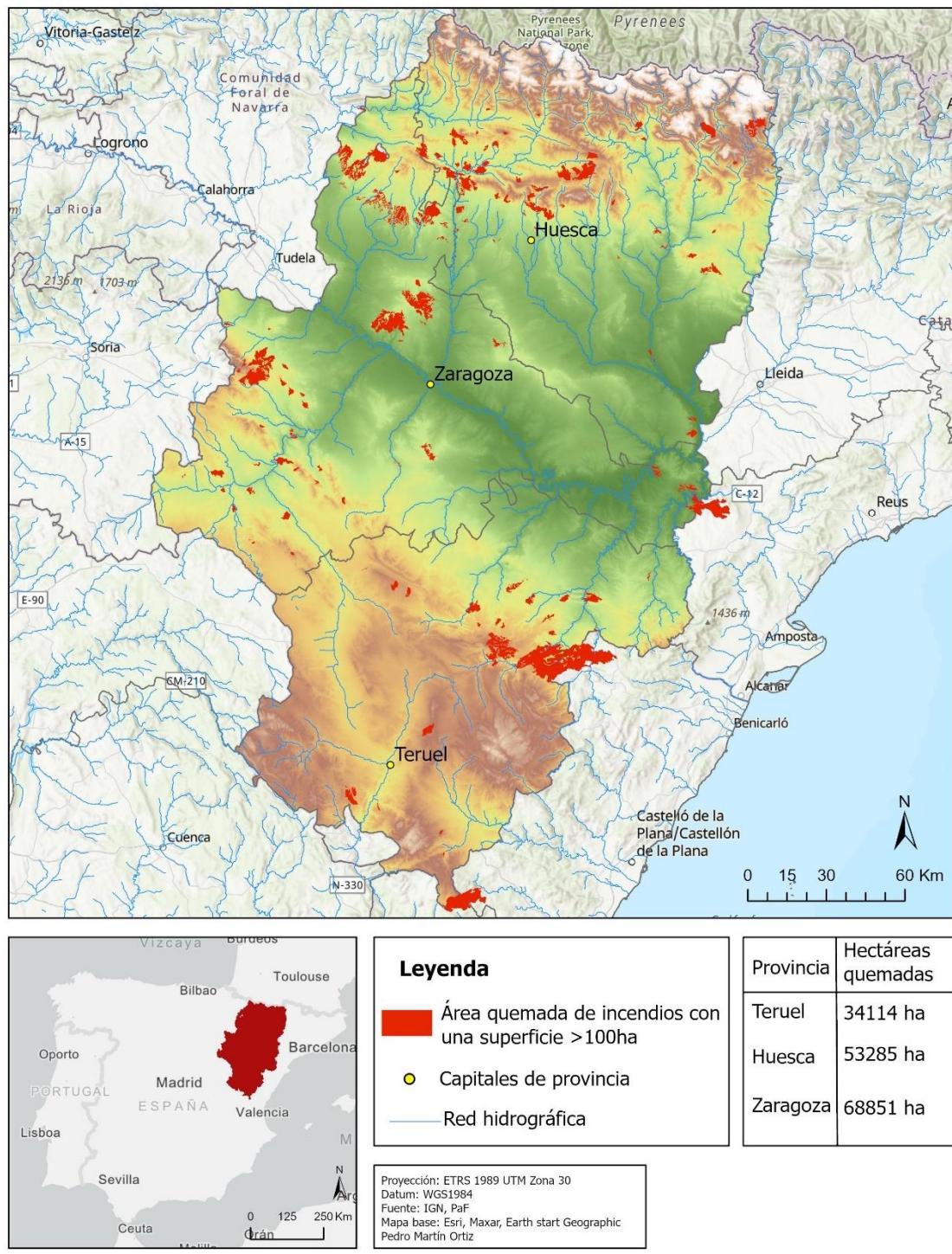
Desde la década de 1970, en Aragón se han registrado alrededor de 170 IFA >100 ha, lo que equivale aproximadamente al 3% del territorio aragonés afectado por alguno de estos eventos. De estos incendios, 56 han tenido una extensión superior a 500 ha, llegando en algunos casos a superar las 27.000 ha, como es el caso del incendio de Villarluengo del año 1994 (17.000 ha en Aragón)

Estos incendios están distribuidos de manera equilibrada entre las tres provincias. Además, hay espacios forestales que han sido afectadas por varios incendios en diferentes períodos temporales. Un claro ejemplo de esto son los incendios de Sos del Rey Católico en 1980 y de Uncastillo en 1994. Las causas de los incendios en Aragón son diversas y pueden ser tanto de origen natural, causados por la caída de un rayo, como antrópicos, relacionados con negligencias (quemas agrícolas, maquinaria en zonas forestales y fumadores).

La configuración del relieve aragonés se reparte en tres grandes unidades del relieve de la Península Ibérica: Pirineos, Depresión del Ebro, y Cordillera Ibérica (Peña & Lozano, 2004). El río Ebro discurre por el centro de la depresión central y constituye la parte más baja de Aragón, frente a las altas crestas pirenaicas, que superan los 3.000 metros y las cumbres ibéricas que sobrepasan los 2.000 metros (Peña & Lozano, 2004).

La posición interna de la región al noreste de la península hace que Aragón se incluya dentro del ámbito del clima mediterráneo continentalizado, de inviernos fríos y veranos calurosos y secos. Sin embargo, los valores y caracteres propios de este tipo de clima se ven modificados por las unidades del relieve que modela la topografía aragonesa, imponiendo una gran variedad de ambientes climáticos (Cuadrat *et al.*, 2007). Estos ambientes van desde la aridez de la zona central del eje del Ebro hasta las zonas de nieves permanentes de las cumbres más elevadas de los Pirineos, pasando por la amplia sucesión de matices intermedios que imponen la altitud o la orientación (Cuadrat *et al.*, 2007).

Área de estudio



Mapa 2.1. Ámbito de estudio.

Tal variedad de ambientes conlleva una serie de contrastes paisajísticos y biogeográficos. En este último aspecto Aragón destaca por la coexistencia de dos regiones biogeográficas: la *Eurosiberiana* y la *Mediterránea*, con características y especies forestales propias (Longares, 2004). Esta diversidad forestal, unida a la variedad de situaciones topográficas y altitudinales, favorecen la presencia de la totalidad de los pisos bioclimáticos de las dos regiones

biogeográficas (Longares, 2004). No obstante, el reparto de estos dos ambientes es desigual, ya que el porcentaje de superficie que ocupa la región mediterránea es claramente superior a la eurosiberiana, que queda recluida en las estribaciones montañosas pirenaicas (Longares, 2004). Por ello, la mayor parte de los incendios de Aragón se han desarrollado sobre la región Mediterránea, viéndose la región Eurosiberiana afectada por menos de 10 incendios forestales.

En la región *Eurosiberiana* de Aragón, se observa una clara distribución en pisos de vegetación, particularmente en las zonas más altas, como los pisos nival, alpino y subalpino (Longares, 2004). El piso montano, en cambio, se encuentra en contacto con los pisos colino mediterráneos, lo que dificulta establecer límites precisos entre ellos (Longares, 2004). Las formaciones forestales de esta región bioclimática comienzan en las cotas más elevadas como mosaicos de pastizales, matorrales y bosques, predominantemente de pino negro (*Pinus uncinata*) junto con hayedos, abetales y quejigales, además de algunas masas de pinar albar (*Pinus sylvestris*) (Longares, 2004).

Mientras que, en la región *Eurosiberiana*, existe una importante presencia de las formaciones boscosas junto a los pastizales de alta montaña, con taxones típicos de las montañas alpinas y de latitudes boreo-alpinas (Longares, 2004). En la región mediterránea predominan las comunidades de matorral de medio y bajo porte de romerales junto con otras formaciones características como los carrascales enriquecidos en ocasiones con especies de quejigo (Longares, 2004). Por debajo de esta formación se localizan las masas de pino carrasco (*Pinus halepensis*) con coscoja (*Quercus coccifera*), propias de los ambientes más xéricos de los relieves de la depresión del Ebro (Zuera, Castejón, Alcubierre, Serreta Negra) (Longares, 2004). Más hacia las formaciones forestales de la ibérica turolense destacan las formaciones de pinar, en especial de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*, con apariciones de *Pinus pinaster*, en detrimento de los quejigos y rebollos (Longares, 2004). En los enclaves más elevados, conviven con un matorral de sabinas y enebros rastreros que tapizan las cumbres de hasta 2.000m en Javalambre (Longares, 2004).

La diversidad topográfica, climática y forestal, junto con la distribución espacial desigual de sus características, da lugar a la configuración de distintos paisajes con ambientes muy contrastados, sobre los que se estudian los incendios forestales en el presente trabajo.

3. Materiales y métodos

El proceso metodológico aplicado se divide en dos partes claramente diferenciadas, tal y como se muestra en la figura 3.1.

(I) El estudio parte de la premisa de una distribución espacial aglomerada de los IFA >100 ha. Tras analizar este hecho, se lleva a cabo un análisis estadístico de la distribución de los incendios, considerando las características paisajísticas y forestales del territorio aragonés. Este análisis conlleva el establecimiento de diferentes tipologías de incendios, permitiendo seleccionar una serie de incendios representativos, reflejando la diversidad de estos eventos en Aragón.

(II) En segundo lugar, sobre estos incendios seleccionados, se analiza el estado actual de las comunidades vegetales y su proceso de regeneración durante los años posteriores al incendio. Este análisis implica, en primer lugar, (i) la clasificación digital de imágenes de alta resolución espacial para identificar las comunidades forestales actuales en las áreas quemadas, (ii) el

estudio de un parámetro biofísico, como el Índice de Área Foliar (LAI), utilizando imágenes de Sentinel, (iii) analizar la evolución multitemporal del NDVI (utilizado como proxy del estado de la vegetación) para comprender el proceso de regeneración posfuego de cada comunidad.

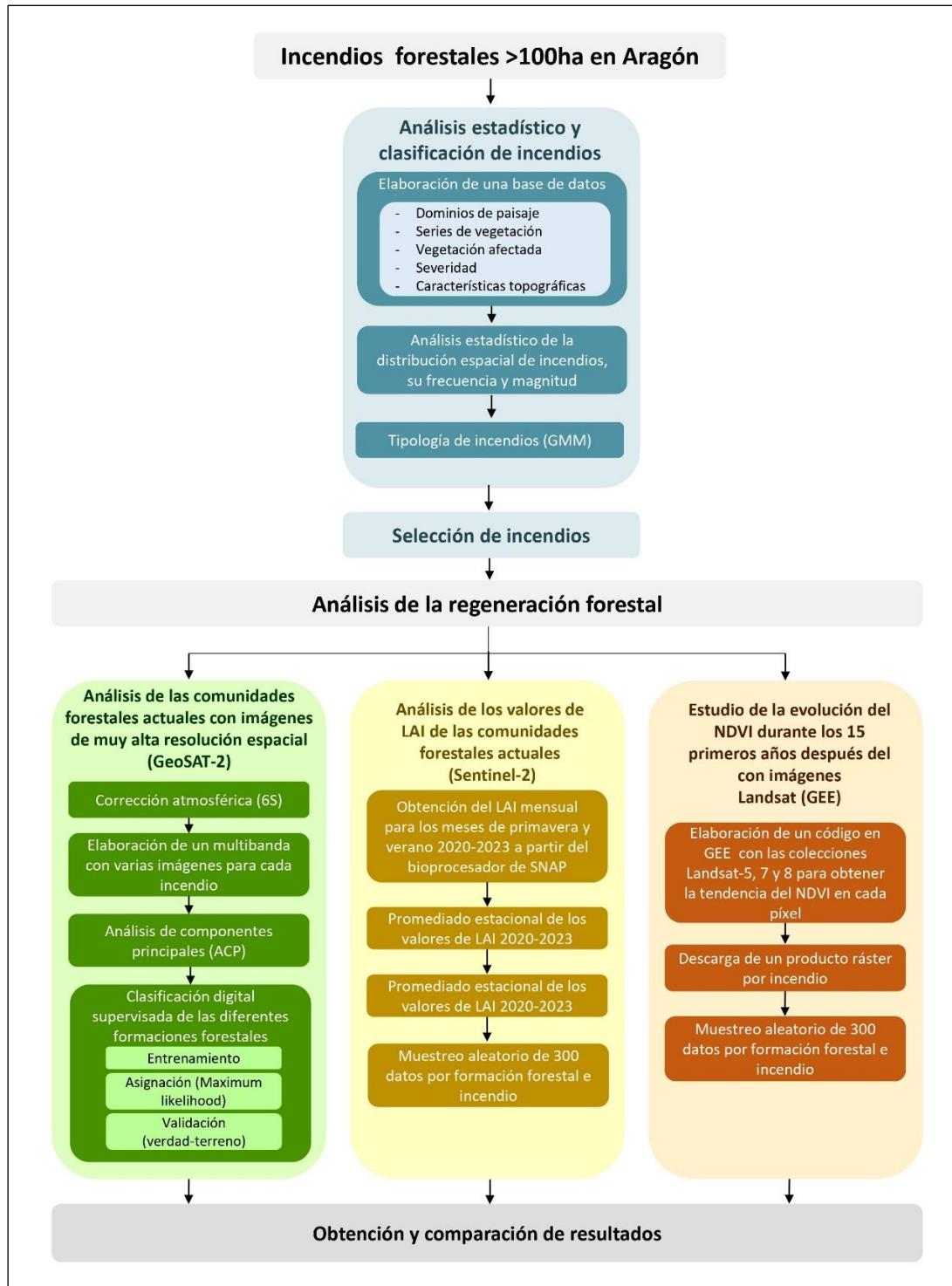


Figura 3.1. Esquema metodológico.

3.1. Materiales

3.1.1. Materiales empleados en la descripción y clasificación de incendios

3.1.1.1. Grandes dominios del paisaje de Aragón

En la aproximación al análisis de la incidencia del fuego en Aragón se ha utilizado como referencia la cartografía de los grandes dominios del paisaje de Aragón cuya base metodológica se encuentra en Ibarra *et al.* (2013). Los dominios de paisaje son unidades homogéneas a escala regional, que comparten una serie de rasgos característicos. El mapa de los grandes dominios del paisaje en Aragón se ha elaborado desde una perspectiva geosistémica, basada en delimitar espacios con características del relieve y vegetación similares, lo que supone una cartografía integrada del territorio.

En Aragón, el principal elemento que define el carácter del paisaje es el relieve, aunque las principales formaciones vegetales y los usos del suelo también contribuyen a su definición. En este sentido, existen 30 grandes dominios de paisaje en Aragón, con una ocupación variable.

Esta compartimentación de los diferentes espacios de Aragón surge a raíz del Convenio Europeo del Paisaje (Florencia 2000), vinculado a la iniciativa autonómica de obtener una expresión sintética del territorio con interés científico, divulgativo e incluso para el diagnóstico territorial. Esta información se distribuye en formato de archivo geoespacial *shapefile* por parte de Instituto Geográfico de Aragón, lo que permite su integración en procesos tanto de análisis espacial básico como de análisis estadístico en el marco del presente trabajo.

Los grandes dominios de Aragón varían desde los casi 9.000 km² de superficie de los *Relieves Escalonados* hasta los poco menos de 35 km² de las *Plataformas en Areniscas*. En el Pirineo se han identificado 12 grandes dominios de paisaje con marcadas trazas de dirección oeste-este, como consecuencia de la configuración del relieve, siendo el dominio más ampliamente representado el de las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas*. Más hacia la unidad del relieve de la Depresión del Ebro, predominan morfologías más poligonales relacionadas con los principales cauces fluviales, con trazo norte-sur. En este espacio se encuentran 19 dominios de paisaje diferentes, donde predominan los *Relieves Escalonados* que descienden desde las partes más elevadas hacia el Valle del Ebro. Por último, sobre la Cordillera Ibérica se ubican 15 de los grandes dominios de Aragón, con más subdivisiones y compartimentaciones, estando principalmente representado el dominio de las *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media*.

3.1.1.2. Series de vegetación

La información del contexto taxonómico potencial de las zonas incendiadas puede ser clave para interpretar adecuadamente el proceso de regeneración desde el punto de vista de las comunidades vegetales. En este contexto, para llevar a cabo la aproximación al análisis de la recurrencia del fuego en Aragón, se han utilizado las series de vegetación del Mapa de Series de Vegetación de España que aportan una delimitación del territorio desde una perspectiva geobotánica. Estas unidades espaciales se derivan del trabajo de Salvador Rivas Martínez (1987), basadas en la revisión de las series establecidas por Luis Ceballos (1941).

Una serie de vegetación se refiere a una sucesión de comunidades vegetales que se desarrollan naturalmente en un área específica a lo largo del tiempo. Estas series son

delimitaciones que describen todas las comunidades vegetales que pueden encontrarse en un área, desde las etapas iniciales hasta la etapa madura del ecosistema vegetal. Así, se agrupan de forma generalizada una serie de comunidades vegetales asociadas en el espacio a partir de una especie representativa domina esa unidad.

Las series de vegetación se distribuyen en formato de archivo geoespacial *shapefile*, disponible en la plataforma de descarga del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, específicamente en el Banco de Datos de la Naturaleza.

3.1.1.3. *Modelo digital del terreno y productos de radiación solar*

En la caracterización y análisis estadístico de las áreas quemadas, también se han considerado aspectos relacionados con las características topográficas y altitudinales, así como la radiación solar, teniendo en cuenta las posibles implicaciones de estas variables geográficas en los procesos de recuperación posfuego. Esta información se presenta en archivos ráster con una resolución espacial de 5 metros, lo que permite obtener datos de centralidad y dispersión para todos los incendios. Los Modelos Digitales del Terreno (MDT) o Modelos Digitales de Elevación (MDE) se han obtenido de la plataforma de descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG-IGN). La información correspondiente a la radiación solar proviene del proyecto de investigación estatal "PaF". Estos datos de radiación solar se han obtenido mediante una serie de procesos de análisis espacial en el software ESRI ArcMap, utilizando la herramienta "*Area Solar Radiation*", que aporta un ráster diferente para el área quemada de cada IFA>100 ha. La unidad de medida para el MDT es el metro, mientras que, para las capas de radiación solar, la unidad es el vatio-hora por metro cuadrado.

3.1.1.4. *Índices de severidad (dNBR y RdNBR)*

La severidad de los incendios forestales en este trabajo se ha estudiado utilizando el índice RdNBR (Relativized differenced Normalized Burn Ratio), para cada uno de los incendios, obtenido en el marco del proyecto de investigación "PaF" a partir de imágenes Landsat. Este índice, junto con el índice dNBR (difference Normalized Burn Ratio), son los más ampliamente utilizados para caracterizar la severidad a partir de imágenes Landsat (Arellano *et al.*, 2017). Ambos se basan en el índice NBR (Normalized Burn Ratio), propuesto inicialmente por López y Caselles (1991) y posteriormente reformulado por Key y Benson (2005) (Arellano *et al.*, 2017). En este estudio se utiliza el índice RdNBR, considerando las posibles ventajas que este puede ofrecer frente al índice dNBR para cuantificar y caracterizar la severidad de los incendios, según lo señalado por Arellano *et al.* (2017). El índice RdNBR (Miller & Thode, 2007) se calcula según la siguiente ecuación:

$$(Eq. 1) \quad RdNBR = \frac{dNBR}{\sqrt{\frac{NBR\ pre}{1000}}}$$

La interpretación de los datos de los valores de severidad de este índice se ha realizado utilizando los intervalos establecidos en Botella-Martínez & Fernández-Manso (2017), los cuales también se han empleado para definir con precisión el límite de las áreas quemadas.

Tabla 3.1. Umbrales de clasificación del índice RdNBR (Botella-Martínez & Fernández-Manso, 2017).

No quemada - Baja	Baja - Moderada	Moderada-Alta
230	475	835

Cabe destacar que no se dispone de datos de severidad para todos los incendios de la muestra debido al extenso periodo temporal de los incendios objeto de estudio, así como a la disponibilidad de imágenes ópticas multiespectrales de Landsat. Únicamente se dispone de datos de severidad para 104 de los 168 incendios estudiados, es decir, se cuenta con datos para aquellos incendios forestales ocurridos desde mediados de la década de 1980.

La disponibilidad de información relacionada con la superficie forestal afectada y sus valores de severidad (RdNBR) han permitido obtener un valor de “gravedad” para cada incendio forestal. En este trabajo el termino gravedad de los incendios se determina en función de la cantidad de superficie quemada en cada evento y el nivel de severidad medio registrado. Para obtener este valor, se ha llevado a cabo una transformación o estandarización de las variables debido al rango diferente de cada una de ellas. De este modo, ambas variables se han reescalado con valores entre 0 y 100. Posteriormente, utilizando estas variables reescaladas se realiza una media armónica cuyo resultado determina la gravedad de cada incendio. Esta media se calcula como el número total de observaciones dividido por la suma de los recíprocos (Eq.2).

$$(Eq. 2) \text{ Media armónica} = \frac{2}{\frac{1}{x} + \frac{1}{y}}$$

Así, al combinar ambas variables, determina la gravedad de cada incendio forestal, evitando sesgos ocasionados por valores extremos asociados al tamaño y severidad. Este valore, en el presente estudio supone un material complementario para la caracterización de los incendios.

3.1.1.5. Formaciones forestales pre-fuego

Los datos sobre las formaciones forestales preexistentes se extraen de una serie de productos cartográficos obtenidos a partir de un proceso de clasificación digital sobre imágenes multiespectrales de Landsat en el marco del proyecto de investigación “PaF”. Estas imágenes clasificadas contienen datos sobre las diferentes formaciones forestales afectadas en cada incendio, incluyendo tanto formaciones boscosas como matorrales.

Cabe señalar que no se dispone de información para todos los incendios objeto de estudio debido al extenso periodo temporal, que impide tener datos compatibles para todos ellos. Únicamente se cuenta con información para 104 de los 168 IFA>100 ha. No obstante, la información disponible resulta de gran interés, ya que permite identificar las formaciones más afectadas por los incendios, así como el estado y la composición de la cubierta forestal antes del incendio para establecer relaciones con las comunidades actuales.

3.1.2. Imágenes de GeoSAT-2

GeoSAT-2 es un satélite de observación de la Tierra con muy alta resolución espacial, óptico y multiespectral, que fue lanzado el 19 de junio de 2014. En este estudio, la descripción y caracterización técnica de las imágenes ha sido extraída del manual técnico de GeoSAT proporcionado por el Instituto Geográfico Nacional (2021). La misión GeoSAT-2 surgió tras la

pérdida de la misión SEOSAT/Ingenio en noviembre de 2020, lo que impidió cumplir el objetivo de suministrar imágenes ópticas de alta resolución espacial de España a las administraciones públicas españolas. Ante esta situación, diversas administraciones, como el Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI), miembro de la Delegación Española en la Agencia Espacial Europea (ESA: European Space Agency) para los programas de Observación de la Tierra, y el IGN/CNIG junto con el Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT), decidieron encargar la adquisición de coberturas nacionales con imágenes de satélite a la empresa portuguesa GeoSAT.

Las coberturas de imágenes de todo el territorio español se realizaron entre 2021, 2022 y 2023. Los sensores a borde de GeoSAT-2 registran escenas cuadrangulares de 12 km de superficie lateral. Para cada una de estas escenas adquiridas, se distribuyen dos tipos de productos: imágenes *Bundle* e imágenes *Pan-sharpened*.

Las imágenes *Bundle* están formadas por cuatro bandas multiespectrales, tres en el visible (VIS: 0,40 – 0,75 µm) y una en el infrarrojo próximo (NIR: 0,75 – 1,30 µm), además de una imagen pancromática. Las imágenes *Pan-sharpened* son el resultado de un proceso de aumento de la resolución espacial para obtener las bandas multiespectrales a la misma resolución que la banda pancromática. Sin embargo, la fusión de estos productos no conserva las características espectrales originales de las bandas multiespectrales, por lo que no deben ser empleadas para estudios radiométricos. De este modo, en el presente trabajo se utilizan las bandas multiespectrales de los productos *Bundle*.

Tabla 3.2.Lista de productos disponibles en GeoSAT-2 (Instituto Geográfico Nacional, 2021).

Tipo de producto	Nivel de procesado y resolución espacial		Bandas espectrales		
	L1B (native)	L1C (ORTHO)			
Pan-sharpened	1m	0,75m	Todas	R, G, B	NIR, R, G
Pan	1m	0,75m	Solo banda PAN		
MS	4m	3m	Solo banda MS		
Bundle (PAN+MS)	1m (P), 4m (MS)	0,75m (P), 3m (MS)	Todas		

En este estudio, se han utilizado específicamente 10 productos *Bundle* (L1C) que cubren el área quemada de algunos de los incendios del período temporal estudiado. Cabe destacar que algunos de estos incendios exceden los límites de una sola tesela, por lo que cada incendio se ha examinado en la tesela que abarca la mayor parte del área quemada, evitando así la unión de teselas contiguas que podrían haber sido capturadas en momentos temporales y condiciones diferentes.

El uso de imágenes GeoSAT-2 en el presente estudio se enmarca dentro del proyecto de investigación PaF y se han obtenido a partir del Protocolo General de Actuación entre IGN/CNIG y CDTI. Copyright © GEOSAT.

3.1.3. Colecciones de imágenes Landsat GEE

Google Earth Engine (GEE) es una plataforma de procesamiento en la nube diseñada para el análisis de datos geoespaciales a escala planetaria (Gorelick *et al.*, 2017). Esta plataforma permite extraer parámetros (como el NDVI: *Normalized Difference Vegetation Index*), visualizar datos, representarlos en gráficos temporales y descargar datos para su procesamiento externo (Gorelick *et al.*, 2017). Este entorno ofrece una serie de ventajas, como la reducción del tiempo de procesamiento gracias a su enorme capacidad de computación, la obtención de productos derivados de imágenes de satélite y el acceso rápido a grandes colecciones de imágenes de satélite (Gorelick *et al.*, 2017).

GEE proporciona una colección de imágenes satelitales de diversos programas, organizadas en un catálogo de datos a escala petabyte que incluye tanto datos históricos como actuales, abarcando toda la colección de imágenes Landsat, entre otras (Gorelick *et al.*, 2017). En este estudio, se utiliza GEE para llevar a cabo un análisis temporal del índice NDVI utilizando imágenes de Landsat. Se emplea la Colección 2 de Landsat con un nivel de procesamiento L2, lo que supone que las imágenes están corregidas atmosféricamente, preparadas para su uso en análisis geoespaciales. De este modo, se incluyen las imágenes de Landsat-5, 7 y 8 en un código que permite obtener la tendencia del índice NDVI a lo largo del tiempo para una serie de espacios forestales.

El periodo temporal de estas tendencias abarca los 15 años posteriores al incendio ya que durante este tiempo se producen los principales cambios y procesos regenerativos (Tanase *et al.*, 2011), siendo adecuado para identificar los cambios progresivos del NDVI y reflejar así la dinámica de recuperación de la vegetación.

3.1.4. Imágenes Sentinel

La misión Sentinel-2 (S2) de la ESA proporciona imágenes de alta resolución, mejorando los servicios de datos multiespectrales disponibles hasta el momento tales como las misiones Landsat y SPOT (Drusch *et al.*, 2012). La misión S2 se basa en una constelación de dos satélites que obtienen datos de todas las superficies de la Tierra con un tiempo efectivo de revisita en el Ecuador de cinco días. Cada satélite S2 lleva un sensor “Multi-espectral Image” (MSI) con 13 bandas espectrales situadas entre la regiónpectral del visible y el infrarrojo de onda corta; con cuatro bandas de 10 m de resolución espacial, seis bandas de 20 m y tres bandas de 60 m y una anchura de barido de 290 km (Drusch *et al.*, 2012). Los productos que se ofrecen pueden tener diferentes niveles de procesamiento. Los productos L2A son datos satelitales que han sido sometidos a un proceso de corrección atmosférica para obtener la reflectancia en la parte baja de la atmósfera (*Bottom Of Atmosphere*: BOA). Estas imágenes se distribuyen libremente en la plataforma de descarga de datos de Copernicus.

En este trabajo se han descargado imágenes L2A de los años 2020, 2021, 2022 y 2023. Para cada año, se ha obtenido una imagen central de los meses de primavera y verano, evitando las estaciones de invierno y otoño debido a la mayor presencia de nubosidad y menor fenología de la vegetación. En total, se han descargado aproximadamente 24 productos diferentes para cada incendio, que se utilizarán posteriormente para obtener los valores de LAI.

3.2. Metodología

3.2.1. Análisis estadístico aplicado

3.2.1.1. Patrón espacial de los IFA >100 ha y descripción general

Una parte importante de este estudio lo constituyen los análisis de estadística descriptiva, que, a partir de medidas de centralidad y dispersión, han permitido analizar y resumir datos relacionados con los incendios forestales en Aragón. Estos procedimientos estadísticos se han empleado para describir y resumir los datos de la superficie quemada, la frecuencia de incendios y las características del área en la que se han producido.

El análisis de la distribución espacial de los IFA >100 ha se ha realizado a partir del análisis “Average Nearest Neighbors”. Este método de análisis espacial, en primer lugar, mide la distancia entre cada centroide del área quemada y el centroide de su vecino más cercano (Mitchell & Scott, 2021). A continuación, calcula el promedio de todas las distancias de vecinos más próximos. Este valor promedio se compara con una distribución aleatoria hipotética (Mitchell & Scott, 2021). Si la distancia promedio es menor que la esperada en una distribución aleatoria, se considera una distribución agrupada. Si es mayor, se considera dispersa. La relación de vecino más cercano promedio se determina dividiendo la distancia promedio observada por la distancia promedio esperada, esta última basada en la distribución aleatoria con el mismo número de entidades que cubren la misma superficie total (Mitchell & Scott, 2021).

3.2.1.2. Determinación de diferencias entre incendios

Para la evaluación de las diferencias entre incendios se han aplicado pruebas estadísticas paramétricas y no paramétricas, en función de la distribución de los datos y su homogeneidad. Por ello, inicialmente, se realizan pruebas para verificar este extremo. La prueba de normalidad aplicada es el test de *Shapiro-Wilk*, que se basa en el valor-p obtenido. Cuando es inferior al nivel de significación se confirma el carácter no normal de la distribución. Por otro lado, para comprobar la homogeneidad de las variables se ha utilizado la prueba de *Levene*; Si el valor-p obtenido es mayor que el nivel de significancia (0,05) se asume la homogeneidad entre variables.

La prueba estadística paramétrica empleada es el análisis de la varianza ANOVA. Cuando no es posible recurrir a pruebas paramétricas, debido a que las variables cuantitativas de estudio no cumplen los criterios de pertenencia a una distribución normal o se ajusta a la homogeneidad de las variables, se aplica el test no paramétrico de *Kruskal-Wallis*. La interpretación de estos resultados se basa en el valor-p obtenido. Si el valor calculado es menor que el nivel de significación $\alpha=0,05$, se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa, indicando diferencias estadísticamente significativas. Si el valor-p es superior a $\alpha=0,05$, no se rechaza la hipótesis nula, indicando que no hay diferencias significativas entre las variables.

Otro análisis inferencial aplicado en el presente estudio es el análisis de covarianza (ANCOVA), un método estadístico que combina elementos de la ANOVA y la regresión lineal (Badii *et al.*, 2007). Este método permite comparar las medias de una variable dependiente entre diferentes grupos mientras se controla el efecto de una o más covariables continuas (Badii *et al.*, 2007). De este modo, se ajustan las diferencias en la covariante, proporcionando una estimación más precisa del efecto del factor de interés. En este estudio, se ha utilizado para analizar las diferencias entre las tendencias del NDVI de las diferentes formaciones forestales y

cada uno de los incendios estudiados en detalle, introduciendo como covariable la severidad del fuego. Para ello se ha obtenido una muestra aleatoria de 300 puntos por especies vegetal en cada incendio, en la que se toman los datos de la variable dependiente (tendencias) y diferentes predictores (cualitativos y continuos): formaciones vegetales afectadas por el fuego; vegetación regenerada en la actualidad; severidad del fuego, introducida como covariable, considerando la relación que existe entre la severidad del incendio y la recuperación posincendio (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Van Leeuwen *et al.*, 2010).

Para determinar la asociación o independencia de las variables cualitativas utilizadas en el análisis estadístico del presente trabajo, se ha utilizado el test de *chi-cuadrado* (χ^2) de Pearson (Pearson, 1900). En función del resultado de la prueba, se elabora una tabla de contingencia que resume las combinaciones entre ambas variables categóricas y permite identificar sus principales asociaciones.

3.2.1.3. *Selección de incendios*

Para la selección y análisis de los incendios representativos, se han determinado distintas tipologías a partir de la comparación de variables. Estas tipologías consideran tanto variables relacionadas con la ubicación de los incendios como variables vinculadas a las características del área quemada.

Las distintas tipologías de incendio se han realizado utilizando un modelo de mezcla Gaussiana (GMM: *Gaussian Mixture Models*). Este método es un modelo probabilístico que asume que las muestras de datos se forman a partir de una mezcla de varias distribuciones Gaussianas (Xuan *et al.*, 2001). Así, mediante la identificación de cada distribución en la muestra, se definen subpoblaciones (Xuan *et al.*, 2001). Para la asignación de los datos a cada subpoblación se calcula la probabilidad de pertenencia a cada clúster, asignando cada observación al grupo más probable (Xuan *et al.*, 2001).

En este caso, los parámetros del modelo de mezclas gaussianas, como las medias, covarianzas y probabilidades de mezcla, se estiman utilizando el algoritmo de Expectation-Maximization (EM). Este algoritmo alterna entre dos etapas: la etapa de “Expectation” (E), donde se calculan las probabilidades de que cada dato pertenezca a cada una de las distribuciones gaussianas de la mezcla, y la etapa de “Maximization” (M), donde se ajustan los parámetros del modelo asignados previamente en E para mejorar la clasificación (Xuan *et al.*, 2001).

3.2.2. Procesado y Clasificación digital de imágenes Geosat-2

3.2.2.1. *Corrección atmosférica y transformación a reflectancia*

Las imágenes GeoSAT-2, como la mayor parte de imágenes satelitales, se distribuyen codificadas en niveles digitales (ND), por lo que es necesario someterlas a un proceso de corrección radiométrica para transformar los datos en parámetros físicos de reflectancia y obtener el valor de reflectancia aparente de la superficie terrestre, eliminando las interferencias de la atmósfera sobre el flujo de radiación electromagnética.

Para llevar a cabo esta corrección se ha utilizado el modelo físico de transferencia radiativa 6S (“Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum”). Esta ecuación de

transferencia radiativa que describe matemáticamente la interacción (dispersión, absorción y emisión) de la radiación, considera la reflectividad de la superficie como variable a resolver

El modelo 6S calcula las incógnitas atmosféricas mediante tres procesos diferentes. En primer lugar, mediante una estimación precisa de la absorción por los gases atmosféricos. En segundo lugar, a través de cálculos precisos para la transmisión y reflectividad resultantes de la dispersión. Finalmente, mediante la aproximación de las relaciones entre los dos procesos anteriores. La composición de la atmósfera en el momento de la toma de la imagen se asocia con varios parámetros atmosféricos. Mediante esta información se modela una atmósfera estándar para la que se conoce el efecto de dispersión, absorción y emisión de sus componentes.

La ejecución de este proceso requiere el uso del módulo Py6s de Python, creado por Robin Wilson (2013), que permite ejecutar el código de corrección de forma automática. Este proceso se lleva a cabo en el sistema de gestión de paquetes y entornos para Python, “Anaconda Prompt (Miniconda3)”. Primero, es necesario crear un ambiente o entorno de trabajo aislado que contenga todas las bibliotecas específicas necesarias para ejecutar la ecuación de transferencia radiativa. Este ambiente se vincula a un proyecto de Earth Engine previamente creado y guardado en Google Cloud. Posteriormente, en Miniconda3, se ejecuta el código de transferencia radiativa 6S en el ambiente previamente establecido. El resultado de este proceso es la imagen multiespectral en valores físicos de reflectancia sobre la superficie terrestre.

3.2.2.2. Clasificación digital

Se ha llevado a cabo un proceso de clasificación digital supervisada sobre las imágenes multiespectrales de GeoSAT-2 previamente corregidas para obtener información sobre la distribución actual de las comunidades forestales dentro de las áreas quemadas.

Con el propósito de incrementar la información e introducir la componente fenológica de la vegetación, para cada incendio se han utilizado dos imágenes GeoSAT-2 de diferentes momentos a lo largo de los años 2021-2023: generalmente una tomada durante los meses de primavera y otra de otoño. Las bandas de ambas imágenes se combinan en una imagen multibanda sobre la que se llevará a cabo el proceso de clasificación digital. Al combinar imágenes de dos estaciones diferentes, se capturan distintos estados fenológicos de cada formación forestal, lo que puede mejorar la identificación y clasificación de las cubiertas forestales. Para resolver el problema de información redundante, se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés: Principal Component Analysis) para sintetizar la información en un nuevo conjunto menor de bandas sin perder información original significativa.

El proceso de clasificación digital supervisada sobre la imagen resultante del PCA comienza con la fase de determinación de la leyenda y entrenamiento de las categorías, donde se selecciona una muestra de píxeles de la imagen que representan adecuadamente cada una de las categorías. La identificación de áreas de entrenamiento se ha realizado mediante la localización interactiva, utilizando procedimientos de digitalización en pantalla a partir de ROIs (Region of Interest). La delimitación de estas ROIs de entrenamiento ha implicado un proceso de análisis visual de ortofotos aéreas e imágenes de satélite para integrar en la identificación aspectos de textura, estructura, emplazamiento y color a partir de composiciones de falso color que incluyen bandas del visible y del infrarrojo próximo (NIR: Near-Infrared).

Una vez determinados los ROIs, antes de pasar a la fase de asignación, se realiza el análisis de la separabilidad espectral, lo que implica un proceso de evaluación sobre la diferenciación espectral de las muestras de píxeles seleccionados. Este análisis se lleva a cabo utilizando los métodos de *divergence* y distancia de *Jeffries-Matusita* (JM).

Tras definir correctamente las categorías espetrales en la leyenda, se procede a asignar todos los píxeles de la imagen a estas categorías para las cuales el programa ha sido entrenado. El método de asignación utilizado es el de Máxima Verosimilitud – Eq.3 (*Maximum Likelihood - ML*), basado en la probabilidad de que un píxel pertenezca a una clase específica.

$$(Eq. 3) \quad g_i(x) = \ln p(\omega_i) - \frac{1}{2} \ln |\Sigma| - \frac{1}{2} (x - m_i)^T \Sigma^{-1} (x - m_i)$$

*Donde i es la clase; p son los datos n -dimensionales (donde n es el número de bandas); $p(\omega_i)$ es la probabilidad de que la clase ω_i ocurra en la imagen; $|\Sigma|$ es la matriz de covarianza de los datos en la clase ω_i ; Σ^{-1} es la matriz inversa; y m_i es el vector medio (Richards, 1999)

Para asegurar que estos productos se ajustan a la realidad de las áreas quemadas, se realiza un proceso final de verificación. Para ello, se elabora una matriz de confusión que utiliza una serie de puntos de referencia (verdad-terreno), que se comparan con los valores determinados en el proceso de clasificación. Durante este proceso, se obtiene el valor del coeficiente Kappa. Siguiendo los umbrales del coeficiente Kappa establecidos en Landis & Koch (1977), se determina la calidad final del producto. Si el coeficiente Kappa indica una calidad baja, se lleva a cabo un proceso de mejora del entrenamiento, reasignación y validación nuevamente, hasta que el resultado se aproxime a la máxima concordancia posible con las muestras verdad-terreno.

Una vez aplicado este método de asignación se ha obtenido como resultado una imagen clasificada basada en las categorías establecidas. Estas imágenes se han utilizado para analizar y diagnosticar el estado actual de la cubierta forestal después del incendio.

3.2.3. Obtención de datos LAI

Los datos LAI se han obtenido a partir de las imágenes S2- L2A previamente descargadas. Este parámetro biofísico es una medida de la superficie total de hojas por unidad de superficie del suelo lo que aporta información sobre el dosel vegetal en la vertical (Chen & Black, 1992). Este parámetro biofísico ha sido calculado mediante el bioprocesador (*biophysical processor*) de SNAP (*Sentinel Applications Platform*). Este bioprocesador es un algoritmo que genera una base de datos integral de características de la vegetación y las reflectancias asociadas en la parte superior del dosel (TOC: Top Of Canopy) de S2. A continuación, se entrena redes neuronales para estimar las características del dosel a partir de las reflectancias TOC, junto con los ángulos correspondientes que definen la configuración de observación. Este algoritmo puede generar productos con una resolución espacial de 10 metros, utilizando únicamente las bandas de S2 con esta resolución.

Este algoritmo se ha implementado en cada una de las imágenes satelitales mensuales de S2, obteniendo como resultado un valor de LAI para cada píxel en cada uno de los meses de primavera y verano entre 2020 y 2023. Para obtener un valor único del LAI para la primavera y el verano de cada incendio, se llevan a cabo un proceso de álgebra de mapas en un entorno SIG. Estos procesos obtienen el promedio del LAI de cada uno de los píxeles durante la primavera y el verano.

3.2.4. Obtención de tendencias del NDVI (GEE)

La obtención de las tendencias del NDVI durante los 15 años posteriores al incendio se ha realizado mediante un código en *Google Earth Engine* (GEE) que permite obtener los valores de la evolución lineal de este índice multiespectral. Además, ha permitido aplicar máscaras para corregir las imágenes y evitar que la presencia de nubes en las imágenes, aplicar factores de escala, establecer filtros de fecha para ajustar al período temporal estudiado en cada incendio, calcular el NDVI y determinar un filtro de ruido para mantener los datos del NDVI dentro de un rango (0,15 - 0,9), evitando *outliers*. Además, el código incluye parámetros de visualización y descarga.

Dentro de este código, se aplica el análisis de tendencias para obtener los coeficientes de ajuste lineal (*scale*, *offset*) a nivel de píxel. Utilizando el método de mínimos cuadrados (Eq. 4), se calculan las ecuaciones de regresión entre el tiempo (variable independiente) y los valores de NDVI en cada píxel. La pendiente o tendencia de los valores de NDVI se obtiene de la ecuación (Eq. 5).

$$(Eq. 4) \quad y = a + bx$$

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

*Donde n es el número de observaciones; x_1 y y_1 son los valores de las variables de la variable independiente y dependiente; \bar{x} \bar{y} las medias de las variables (Mateos-Aparicio, 2011).

$$(Eq. 5) \quad NDVI = scale \times tiempo + intercept$$

El resultado de este proceso son una serie de archivos que representan de manera continua la pendiente de la tendencia del NDVI en cada uno de los píxeles para cada incendio analizado a escala de detalle.

4. Resultados

4.1. Distribución espacial de los incendios

El método de análisis “Average Nearest Neighbors” ha permitido examinar el patrón de distribución espacial de los 168 eventos registrados en Aragón. Este método aporta como resultado un valor de vecindad de 0,65. Puesto que este valor es menor que 1 (Mitchell & Scott, 2021), el patrón de distribución de los incendios forestales exhibe un agrupamiento (“clustering”). Es decir, los IFA >100 ha se distribuyen formando “clusters”, lejos de una distribución dispersa o aleatoria. El valor-z de -8,46, sugiere que la probabilidad de que este patrón agrupado sea el resultado de una casualidad aleatoria es menor al 1%.

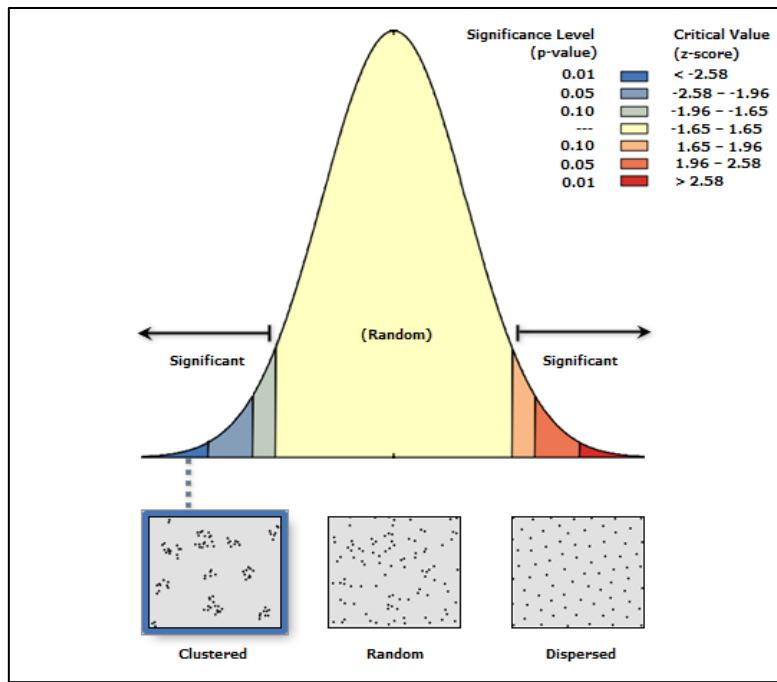


Figura 4.1.Distribución espacial de los IFA >100ha (Mitchell & Scott, 2021).

4.1.1. Dominios de Paisaje

En un primer análisis, se aprecian diferencias en la incidencia de incendios forestales entre los grandes dominios del paisaje de Aragón. Este hecho se recoge en la tabla 4.1, donde se resume la frecuencia y la superficie quemada en cada uno de los dominios.

Tabla 4.1.Datos de estadística descriptiva de los incendios forestales sobre los distintos dominios de paisaje.

Dominios de paisaje	Ocupación en Aragón (%)	Número de incendios (total y porcentaje)	Superficies quemadas (ha y proporción quemada)
Relieves Escalonados	18,6%	43 (25,5%)	35.451 (3,9%)
Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media	13,9%	24 (14,2%)	43.489 (6,5%)
Piedemontes	13,6%	15 (8,9%)	4.356 (0,6%)
Amplios Fondos de Valle y Depresiones	13,5%	2 (1,1%)	240 (0,1%)
Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas	7,9%	33 (19,6%)	22.997 (6,1%)
Sierras Ibéricas Metamórficas de Montaña Media	4,5%	18 (10,7%)	8.630 (4,1%)
Relieves del Flysch	2,6%	3 (1,7%)	877 (0,7%)
Sierras Pirenaicas Calcáreas de Montaña Media	2,4%	15 (8,9%)	6.473 (5,6%)
Macizos Pirenaicos Calcáreos de Alta Montaña	2,3%	2 (1,1%)	2.014 (1,9%)
Macizos Pirenaicos Metamórficos de Alta Montaña	1,7%	2 (1,1%)	2.712 (3,3%)
Sierras Calcáreas de la Depresión del Ebro	1,3%	7 (4,1%)	12.594 (19,7%)
Muelas	1,3%	4 (2,3%)	1.579 (2,5%)

Los *Relieves Escalonados*, conformados por una serie de relieves en graderío con mosaicos de secanos, matorrales y formaciones arbóreas, situados entre las unidades de relieve montañosas y la depresión del Ebro, es el dominio con mayor frecuencia de incendios forestales. Concentra más del 25% de los incendios, con más de 35.000 ha quemadas en total. La superficie

forestal abarca únicamente el 24% del área del dominio. De este modo, la presencia de incendios no está tan vinculada con la superficie forestal, sino con la extensión de este dominio, ya que ocupa la mayor parte del territorio en Aragón, con un 18%. Los incendios dentro de este paisaje se concentran principalmente en la escasa superficie forestal, situada mayoritariamente en los municipios de Uncastillo, Luna y Ejea de los Caballeros.

Las *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media* y las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas* también destacan por su alta frecuencia de incendios forestales, representando aproximadamente el 14% y el 19% de los incendios en Aragón, respectivamente. Además, el dominio de las *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media* registra la mayor cantidad de hectáreas quemadas, con aproximadamente 43.000 ha, mientras que las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas* presentan alrededor de 23.000 ha de superficie quemada. El hecho de que estos dos paisajes concentren gran parte de los incendios y la superficie quemada se relaciona con la gran ocupación de la masa forestal que presente (>75%), que supone el 35% de la superficie forestal total de Aragón.

Cabe destacar que el dominio que se han quemado en una proporción mayor son las *Sierras Calcáreas de la Depresión del Ebro* con un 19% de su superficie quemada. Aunque este dominio es más pequeño en tamaño, su alta proporción de superficie quemada se relaciona con la gran cobertura forestal que presentan y la frecuencia de incendios forestales de gran escala. Con algunos incendios forestales que superan las 3.000 ha, como es el caso del incendio de Zuera (1995).

A pesar de las diferencias entre dominios, estas no son estadísticamente significativas en términos de incidencia (valor-p = 0,16), severidad (valor-p = 0,19) o gravedad (valor-p = 0,24). En todos los casos, los valores-p resultantes al aplicar la prueba estadística *Kruskal-Wallis* superan el nivel de significación (0,05).

4.1.2. Distribución por series de vegetación

Las series de vegetación permiten analizar la distribución de incendios desde una perspectiva de taxonomía potencial del territorio aragonés. De esta manera, al igual que existen variaciones en la frecuencia y extensión de los incendios entre los diferentes dominios del paisaje, también hay variaciones entre las series de vegetación potencial en Aragón.

Tabla 4.2.Datos de estadística descriptiva de los incendios forestales sobre las distintas series de vegetación potencial.

Series de vegetación	Ocupación del territorio aragonés (%)	Número de incendios (total y porcentaje)	Superficies quemadas por serie de vegetación (hectáreas y proporción quemada de cada dominio)
Encinares	46,5%	113 (71,5%)	117.336 (5,6%)
Coscojares	20,4%	11 (7,1%)	10.441 (1,1%)
Quejigares	11,3%	13 (8,2%)	5.299 (1,2%)
Sabinares albares	6,7%	3 (1,9%)	787 (0,3%)
Robledales pelosos	4,5%	10 (6,3%)	3.876 (1,9%)
Pinares albares	3,2%	6 (3,8%)	7.528 (4,7%)
Pinares de pino negro con gayuba	2,1%	1 (0,6%)	103 (0,1%)
Pinares y sabinares rastreros	2%	1 (0,6%)	1.113 (1,1%)
Robledales de melojos	1%	8 (5,1%)	2.065 (3,1%)
Hayedos	0,4%	1 (0,6%)	609 (3,6%)

La serie de vegetación que registra el mayor número de eventos son los *encinares*, donde se han producido más del 70% de los incendios forestales de Aragón. Sobre esta serie de vegetación se han quemado 117.336 ha. La elevada frecuencia y la extensa superficie afectada se relaciona con la ocupación de esta serie de vegetación potencial, que representa el 46% del territorio aragonés.

Las demás series de vegetación muestran magnitudes significativamente menores. Mientras que las series de los *quejigares*, *coscojares*, *robledales pelosos* y *pinares albares* presentan una superficie total quemada superior a las 3.000 ha, los *pastizales alpinos* o los *abetales*, no se han visto afectadas por los incendios en el territorio aragonés.

Con el propósito de analizar la distribución del número de eventos considerando la combinación de las variables: dominios de paisaje y series de vegetación, se identifica la dependencia entre sí de las variables utilizando el método estadístico de *chi-cuadrado* (valor-p = 0,001). Es decir, las altas o las bajas frecuencias se relacionan con series de vegetación y paisajes específicos.

De este modo, los dominios de paisaje que presentan una mayor concentración de eventos se han desarrollado principalmente dentro de la serie de vegetación potencial de los *encinares*. En este sentido, de los 43 incendios registrados en los *Relieves Escalonados*, 30 se registraron en la serie de los *encinares*. Este mismo patrón se repite en la mayoría de los dominios, concentrándose la mayor parte de los incendios dentro de las series de vegetación de los *encinares*. Cabe destacar que, en el dominio de las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas*, existe una mayor variabilidad de series de vegetación representadas, destacando además de los *encinares*, los *quejigares*, *robledales pelosos* y *pinares albares*.

A pesar de las diferencias mencionadas, la prueba estadística de *Kruskal-Wallis* determina que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las series de vegetación potencial en términos de incidencia (valor-p = 0,11), severidad (valor-p = 0,21) o gravedad (valor-p = 0,23)

4.1.3. Vegetación afectada

A partir de los productos cartográficos sobre formaciones forestales afectadas por incendios desde 1985, generados en el marco del proyecto “PaF”, se ha realizado un análisis del grado de afección en los IFA >100 ha.

Tabla 4.3.Datos de estadística descriptiva sobre las formaciones forestales afectadas.

Vegetación afectada	Superficie en hectáreas	Porcentaje de superficie quemada sobre el total
<i>Pinus halepensis</i>	11.854	14,6%
<i>Pinus nigra</i>	14.085	16,3%
<i>Pinus sylvestris</i>	2.501	3,2%
<i>Pinus uncinata</i>	841	1,1%
<i>Quercus faginea</i>	2.172	3,2%
<i>Quercus ilex</i>	5.918	7,4%
Garriga mediterránea	30.080	35,6%
Matorrales acidófilos	4.536	5,6%
Matorral de boj y erizón	11.550	13,1%
Bojedales	453	1,3%
Coscojares	1.656	2,7%

La formación forestal más afectada por los incendios es la garriga mediterránea, que normalmente acompaña a las formaciones de *Pinus halepensis*, representando un 35% de las áreas quemadas y predominando en más del 40% de los eventos. Cabe destacar que otra formación de matorrales ampliamente afectada ha sido la de boj y erizón, con el 13% de la superficie quemada.

Los pinares de *Pinus nigra* y *Pinus halepensis* también han sido significativamente afectados por los incendios forestales, ocupando el 16% y 14%, respectivamente, de la superficie quemada (>25.000 ha). Los pinares de *Pinus sylvestris* y *Pinus uncinata* se han visto afectados en menor medida, al igual que los encinares (*Quercus ilex*) y quejigares (*Quercus faginea*).

Por otro lado, se pretende analizar la distribución del número de eventos considerando la combinación de las variables: dominios de paisaje y formación forestal prefuego predominante afectada en cada incendio. En primer lugar, se identifica la dependencia entre sí de las variables utilizando el método estadístico de *chi-cuadrado*. De este modo, las altas frecuencias de incendios se relacionan con dominios de paisaje y formaciones forestales específicas.

Como no podía ser de otra Manera, las formaciones forestales más afectadas se concentran en los paisajes con mayor representación espacial. En este sentido, en los dominios de los *Relieves Escalonados* los incendios se han desarrollado mayoritariamente sobre las formaciones forestales de garriga mediterránea o en algún caso sobre las formaciones de *Pinus halepensis*. Esto mismo se observa en los dominios de *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media*, donde 13 de los 18 incendios se han desarrollado principalmente sobre las formaciones forestales de garriga mediterránea. No obstante, cabe señalar que en los dominios de las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas* la formación principal afectada es la de *Pinus nigra*. Además, en este último dominio existe una mayor diversidad en cuanto a las formaciones que predominan en cada incendio pudiendo encontrar incendios en los que la vegetación más afectada han sido las formaciones de quejigo (*Quercus faginea*) o los bojedales (*Buxus sempervirens*).

Del mismo modo, se analiza la distribución de eventos considerando las series de vegetación potencial y la vegetación prefuego. En primer lugar, el test estadístico de *chi-cuadrado* (valor $p < 0,05$) determina la dependencia entre ambas variables categóricas. Así, la serie de vegetación potencial con mayor ocurrencia de incendios, en este caso la serie de los *encinares*, se corresponde con la formación forestal más afectada, que en este caso son los matorrales de garriga mediterránea. De este modo, a pesar de que la serie de vegetación más afectada es la de los *encinares*, esta ocurrencia de incendios se relaciona en cierto modo con la presencia de matorrales de garriga mediterránea dentro de la serie.

Por otro lado, la prueba estadística no paramétrica de *Kruskal-Wallis* aplicada sobre la variable severidad (valor- $p = 0,22$) y gravedad (valor- $p = 0,13$), determina que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las diferentes formaciones pre-fuego dominantes en cada evento.

4.2. Tipología y selección de incendios

Como consecuencia del modelo de distribución espacial aglomerado, se valora la catalogación de los incendios en tipos representativos en función de su distribución espacial, gravedad y otras variables de carácter geográfico. Esta tipificación permite identificar incendios

con características contrastantes, lo que facilita su selección para realizar el estudio detalladamente.

El método de mezcla gaussiana (GMM) ha permitido aplicar tres tipologías diferentes de incendios en el territorio aragonés, en función de pares de criterios: (1) distribución geográfica -longitud y latitud; (2) altura topográfica y radiación solar; (3) severidad y superficie quemada en cada incendio.

La primera, y más elemental, se basa en la distribución de los incendios en el escenario regional (se tiene en cuenta las coordenadas geográficas del centroide del área quemada). En la figura 4.2., se pueden distinguir cuatro tipos diferentes de incendios, donde el patrón de distribución espacial aglomerado juega un papel fundamental en la distinción de estos tipos.

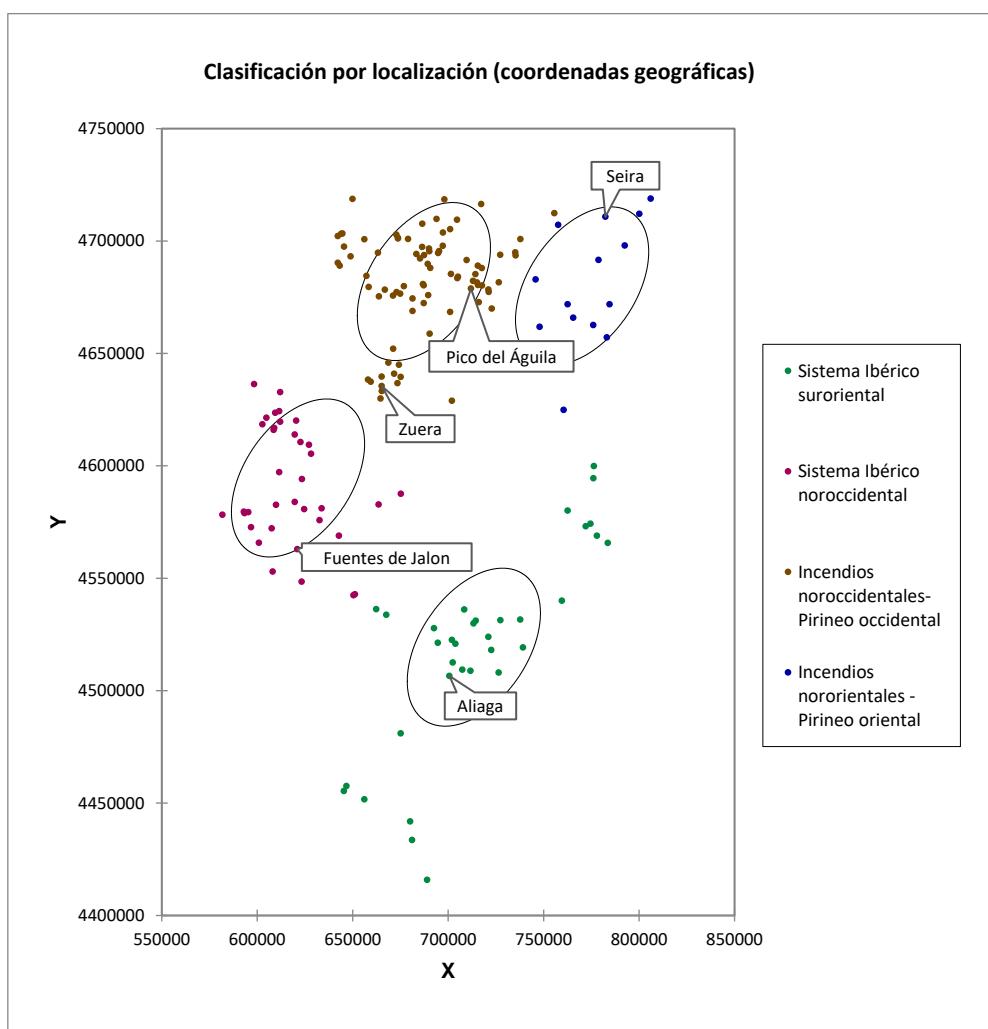


Figura 4.2. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su posición geográfica.

De las cuatro clases establecidas, dos tienen su centroide en los Relieves Pirenaicos, mientras que las otras dos se ubican en el Sistema Ibérico. Aunque las clases presentan un número de eventos similar, cabe señalar que el grupo que concentra más incendios es el que se sitúa en el sector noroccidental o Pirineo occidental, con 80 incendios, mientras que las demás clases presentan alrededor de 30 incendios cada una.

Existe cierta dependencia entre estas clases y los dominios del paisaje, según determina el test de chi-cuadrado (valor $p < 0,05$). A partir de una tabla de contingencia se ha observado que

la clase situada en el Pirineo occidental se encuentra dentro de los dominios de *Relieves Escalonados*, *Piedemontes* y *Sierras Pirenaicas*. El grupo situado en el Pirineo oriental se encuentra principalmente dentro de los dominios de *Sierras Pirenaicas* y *Macizos Pirenaicos*. Respecto a las clases situadas en el Sistema Ibérico, en ambos casos los incendios se encuentran principalmente dentro de los dominios de *Relieves Escalonados* y *Sierras Ibéricas*. Esta misma dependencia, determinada mediante *chi-cuadrado* (valor $p = 0,02$), se observa en las series de vegetación, ya que en todas las clases la serie de vegetación más afectada es la de los encinares. No obstante, cabe destacar que en los dos grupos situados en el Pirineo las series de vegetación afectadas son más diversas que en el Sistema Ibérico.

El segundo análisis GMM se basa en el tandem altura topográfica y radiación solar, ya que ambas variables pueden influir significativamente tanto en el desarrollo de las comunidades forestales como en la propagación de los incendios. En este caso, se han establecido tres grupos distintos con un número desigual de eventos, ya que uno de los grupos concentra más de 140 incendios, mientras que los otros dos solo registran 22 y 3 eventos, respectivamente.

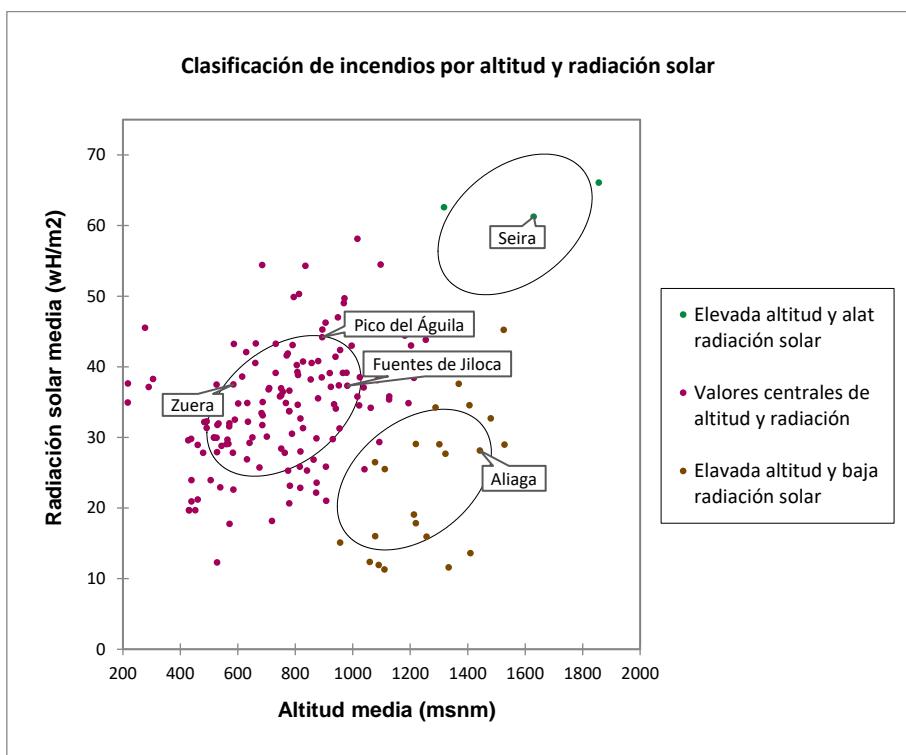


Figura 4.3. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su elevación y radiación media.

Tal y como se observa en la figura 4.3., el grupo que concentra la mayor parte de los incendios forestales presenta valores centrales tanto de radiación media recibida como de altitud media del área incendiada. Este hecho muestra la gran similitud que existe entre los incendios forestales en Aragón en estos dos aspectos. No obstante, se diferencian claramente otros dos grupos, ambos con valores de altitud media superiores al grupo anteriormente mencionado. La distinción de estos incendios con elevada altitud media se debe a la radiación solar. En uno de estos grupos se observa una radiación solar relativamente baja, mientras que en el grupo minoritario de tres incendios forestales se observa una elevada radiación. Esta elevada radiación y altitud media se deben a que son una serie de incendios pirenaicos de menor tamaño sobre laderas muy expuestas, como el incendio de Seira (1991) o el de Montanuy (2013).

Estas tres clases muestran cierta dependencia con los diferentes dominios del paisaje, según se determina a partir del test *chi-cuadrado* (valor-p < 0,05). De este modo, los incendios categorizados como incendios de elevada altitud y alta radiación se sitúan en los dominios de *Macizos Montañosos Pirenaicos*, mientras que los incendios caracterizados por su elevada altitud, pero baja radiación se sitúa principalmente en los dominios de *Sierras*, tanto ibéricas como pirenaicas. El grupo central se distribuye de forma más diversa, aunque principalmente se concentra en los dominios de *Relieves Escalonados* y *Somontanos*. Asimismo, el test *chi-cuadrado* (valor-p < 0,05) indica una cierta dependencia entre esta tipología y las series de vegetación potencial. En la clase de elevada altitud y alta radiación predominan los pinares albares, en la clase de elevada altitud y baja radiación predominan los robledales y quejigares, mientras que en la clase predominante destacan las series de vegetación de los encinares.

El tercer análisis GMM se apoya en las variables utilizadas para determinar la gravedad de cada uno de los eventos: el área quemada y la severidad media obtenida a partir del índice RdNBR; ambas variables estandarizadas y se han incluido para obtener el *índice de Gravedad*.

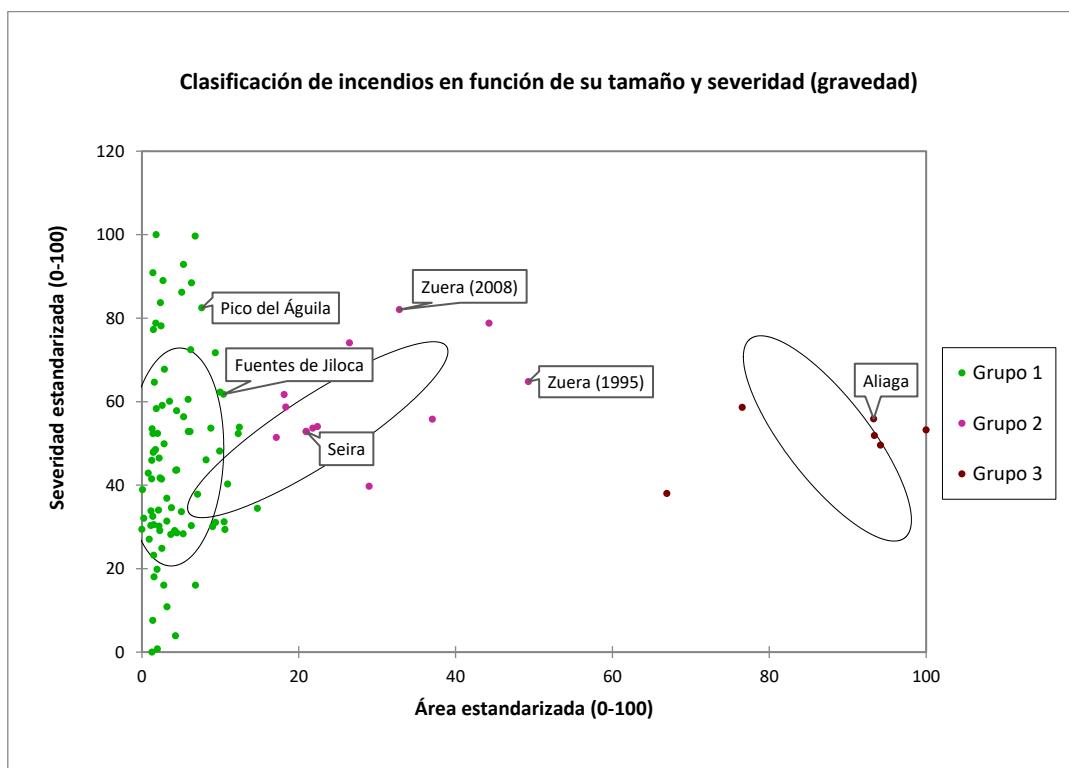


Figura 4.4. Tipología de incendios forestales en Aragón en función de su elevación y radiación media.

Tal y como muestra la gráfica 4.4., se distinguen tres grupos, donde, a pesar de la estandarización de las variables, la superficie de los incendios sigue siendo el criterio principal de distinción ya que los valores de severidad, en general, son muy similares entre sí. En esta clasificación los incendios se distribuyen desigualmente ya que la mayor parte de los incendios tienen una superficie inferior a 1.000 ha concentrándose en el primer grupo, siendo escasos los incendios con una superficie superior.

En este caso, la prueba estadística de chi-cuadrado no muestra dependencia significativa entre las clases de gravedad y los dominios del paisaje ni las series de vegetación, ya que en ambos casos el valor-p es superior al nivel de significación α de 0,05.

4.2.1. Incendios seleccionados

Estas tres clasificaciones de incendios permiten seleccionar eventos con características diferenciadas tanto en términos de localización como de las características del área afectada. De este modo, se puede llevar a cabo un análisis a escala de incendio teniendo en cuenta las diferencias que existen entre ellos en el territorio aragonés.

4.2.1.1. Incendio de Seira

El incendio de Seira tuvo lugar en agosto de 1991 y abarcó una superficie de aproximadamente 1.800 ha. Este incendio se sitúa sobre las laderas de la Sierra de Chía junto al río Ésera en el congosto de Ventamillo. Se enmarca dentro del dominio de los *Macizos Pirenaicos Calcáreos de Alta Montaña* y la serie de vegetación de los pinares albares, siendo esta serie de vegetación la segunda más afectada proporcionalmente a la superficie que ocupa en Aragón. Dentro de la clasificación establecida a partir de la distribución geográfica de los diferentes incendios, este incendio se encuentra en el grupo de incendios del Pirineo oriental.

El área quemada se caracteriza por presentar una topografía compleja que varía entre los 1.000 y los 1.800 msnm, con una radiación solar uniforme y relativamente alta (media = 62 WH/m²). Esta elevada exposición solar se relaciona con la posición del incendio, ya que se produjo mayoritariamente en las laderas de solana y en la parte más elevada de la sierra. Estas características sitúan al incendio dentro de la clase de incendios con elevada altitud media y alta radiación solar. La severidad media del incendio, calculada a partir del índice RdNBR, es moderada, aunque por encima de la media de los incendios en Aragón; teniendo en cuenta su superficie presenta un valor de gravedad medio (≈ 30) situándose por encima de la media de gravedad en la región.

El área afectada por el incendio de Seira estaba compuesta por quejigares que cubrían alrededor del 30% de la superficie y formaciones de pinares de *Pinus sylvestris*, que ocupaban aproximadamente el 19%. Además, la zona quemada incluía otras formaciones de matorrales asociadas a los pinares, con especies como *Buxus sempervirens* y *Echinospartum horridum*, además de pastizales altimontanos.

4.2.1.2. Incendio del Pico del Águila

El incendio tuvo lugar en agosto de 1986, abarcando una superficie de 500 ha en las laderas de solana de la sierra del pico del Águila, junto al embalse de Santa María de Belsué. Este incendio se enmarca dentro del dominio de las *Sierras Pirenaicas Calcáreas de Montaña Media* y la serie de vegetación potencial de los quejigares. Por su posición geográfica, este incendio se clasifica dentro del grupo de incendios noroccidentales o del Pirineo occidental aragonés.

El área quemada se caracteriza por altitudes que oscilan entre los 800 y los 1.100 msnm, con una radiación solar de 37 WH/m². Estas características sitúan a este incendio en la categoría de incendios de elevada altitud y baja radiación solar, según la clasificación que considera estas variables. La severidad promedio fue elevada, aunque el menor tamaño del incendio se materializa en valore de gravedad relativamente bajos (≈ 10), situándose por debajo de la media de los incendios en Aragón.

El área afectada por el incendio del Pico del Águila estaba compuesta en más de un 80% por formaciones de matorral, destacando especies como *Buxus sempervirens* y *Echinospartum horridum*, y en menor medida *Genista scorpius* y *Quercus coccifera*. Por otro lado, los pinares de *Pinus sylvestris* ocupaban alrededor del 10% del área quemada, mientras que los quejigares cubrían un 5% de la superficie y los encinares representaban un 3%.

4.2.1.3. Incendios de Zuera

Los montes de Zuera y Castejón, son una zona de alta recurrencia de incendios. Durante el periodo estudiado, se han registrado varios eventos que ocurrieron desde 1970 hasta 2012. Sin embargo, considerando la disponibilidad de productos cartográficos de formaciones forestales previas al incendio y la severidad, únicamente se estudian en detalle dos sectores correspondientes a 2 de estos incendios.

Estos incendios ocurrieron dentro del dominio de las *Sierras Calcáreas de la Depresión del Ebro*, siendo este el dominio que ha sufrido la mayor proporción de superficie quemada. Además, se encuentran dentro de la serie de vegetación de los encinares, clasificándose así en la tipología espacial de los incendios noroccidentales aragoneses. La topografía de las áreas quemadas es relativamente simple, con altitudes que oscilan entre los 400 y 700 metros sobre el nivel del mar. Esto resulta en valores medios de radiación solar en torno a los 35 WH/m^2 en las laderas afectadas por los incendios, considerándose relativamente elevados. Estas características sitúan a estos incendios, dentro de la clasificación que considera la topografía y la exposición solar, como incendios con baja altitud media y radiación solar alta. A pesar de las similitudes entre los incendios de esta zona, estos incendios se produjeron con características relativamente diferentes.

El primer incendio ocurrió en junio de 1995, abarcando más de 3.000 ha en las laderas orientales de este relieve. La severidad de este incendio, evaluada mediante el índice RdNBR, presenta una media alta. La superficie quemada junto al valor de severidad resulta en una gravedad de 43, notablemente superior al promedio de incendios en Aragón. De este modo, se clasifica en el segundo grupo de gravedad en términos de severidad y superficie quemada.

El segundo incendio forestal ocurrió durante el mes de mayo de 2008, abarcando una superficie de alrededor de 2.000 ha. La severidad, medida a partir del índice RdNBR, presenta un valor promedio alto, suponiendo un valor de gravedad de 44, lo que lo sitúa también en el segundo grupo de la clasificación que considera estas variables.

En las áreas quemadas de los Montes de Zuera y Castejón, aproximadamente el 66% de la superficie estaba ocupada por formaciones de *Pinus halepensis*. Además, se destaca la presencia de encinares que cubren el 12% de la superficie. El 22% restante estaba compuesto por matorrales de garriga mediterránea, entre los que predominan especies como *Genista scorpius* y *Quercus coccifera*.

4.2.1.4. Incendio de Fuentes de Jiloca

El incendio de Fuentes de Jiloca tuvo lugar en 1987 y abarcó una superficie quemada de aproximadamente 650 ha sobre los relieves alomados orientales de la Sierra de Atea. Este incendio se encuentra dentro del dominio de paisajes de los *Relieves Escalonados*, siendo este dominio el que más eventos registra en el periodo estudiado. Además, este incendio se enmarca

dentro de la serie de vegetación que más incendios concentra, la serie de vegetación de los encinares. Dentro de la clasificación que considera la ubicación de los incendios, este se encuentra en el grupo de incendios del Sistema Ibérico Occidental.

El área quemada se caracteriza por una topografía alomada que oscila entre los 700 y los 900 metros sobre el nivel del mar, con una radiación solar de 40 WH/m², situándose por encima de la media de incendios en Aragón. Estas características del área incendiada hacen que el incendio se clasifique dentro de la tipología de incendios con altitud media y alta radiación solar.

En cuanto a la severidad del incendio, presenta un valor medio alto en el índice RdNBR. Estas características de severidad y área quemada hacen que la gravedad de este incendio tenga un valor de 19, situándose por debajo de la media, posicionándolo en la categoría de incendios de menor gravedad debido a su reducida extensión.

La superficie quemada en este incendio estaba ocupada en más de un 66% por pinares de *Pinus halepensis*. El resto del área afectada estaba compuesta por pinares de *Pinus nigra*, que abarcaban aproximadamente el 10%, y matorrales de garriga mediterránea asociados a estas formaciones, ocupando alrededor del 14% del área quemada. En menor medida, en algunos sectores de la superficie quemada se encontraban encinares, representando cerca del 3% de la zona, y aproximadamente un 7% de matorrales asociados a estos encinares con especies como *Genista scorpius*, y *Quercus coccifera*.

4.2.1.5. Incendio de Aliaga

El incendio de Aliaga ocurrió a finales de julio de 2009, afectando a una superficie de 6.300 ha en los relieves de Aliaga y Ejulve (Teruel). Este incendio se enmarca dentro de los grandes dominios de paisaje de las *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media y la serie de vegetación potencial de los encinares*. Espacialmente, se sitúa en la tipología de incendios del Sistema Ibérico oriental.

El área quemada se caracteriza por una topografía compleja y escarpada, con altitudes que oscilan entre los 900 y 1.600 msnm. La exposición solar es variable, aunque el valor promedio es de 30 WH/m². Estas características topográficas categorizan a este incendio como uno de elevada altitud media y baja radiación solar. Presenta una severidad promedio alta y, considerando la extensa superficie afectada, presenta un valor de gravedad elevado (≈ 90), siendo uno de los incendios con mayor gravedad registrados en Aragón durante el período estudiado en este trabajo.

La superficie quemada en este incendio estaba mayoritariamente ocupada por diferentes formaciones de pinares, con *Pinus nigra* cubriendo un 27% y *Pinus sylvestris* un 9%. Además, los encinares en esta zona ocupaban un 19% de la superficie quemada. El resto del área afectada estaba compuesto por diversas especies de matorrales, entre las que destacan *Genista scorpius*, *Erinacea anthyllis* y enebrales de *Juniperus sp.*

4.3. Distribución de las formaciones vegetales en las zonas incendiadas

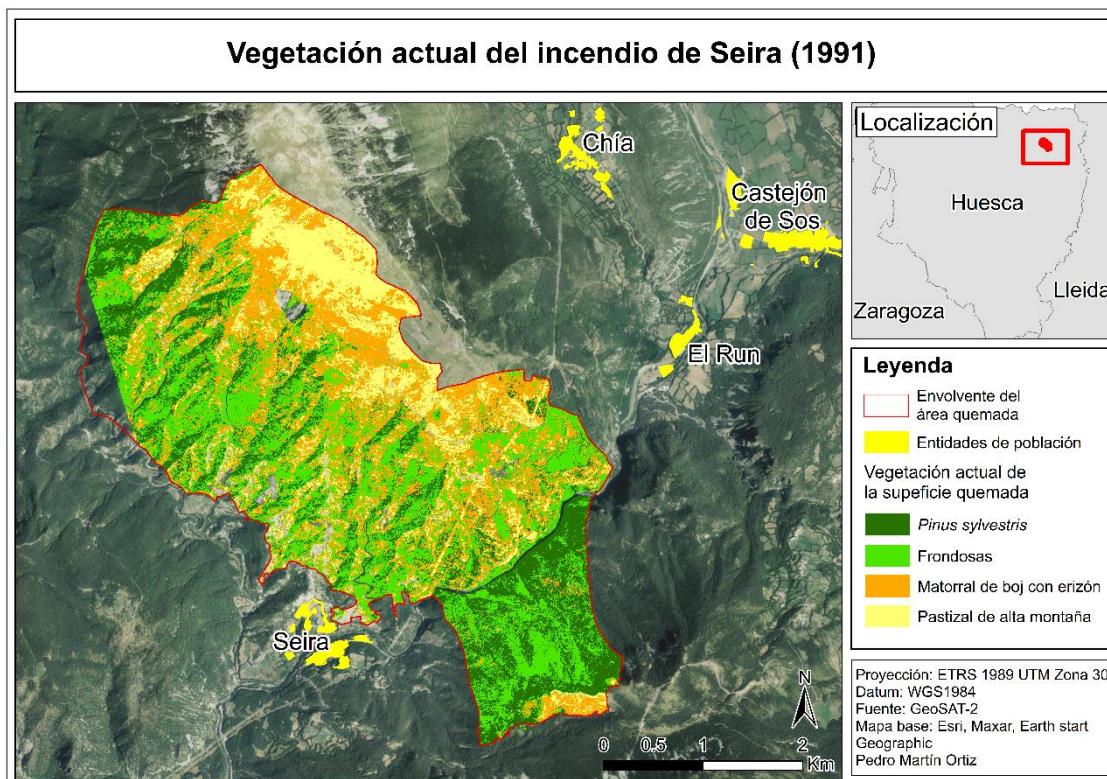
La clasificación digital sobre las imágenes GeoSAT-2 ha permitido identificar las comunidades forestales que actualmente ocupan las áreas quemadas de los incendios

representativos en Aragón. Los resultados obtenidos han sido validados mediante muestras de verdad-terreno, asegurando así que estos productos sean representativos de la realidad que se está analizando. Como se muestra en la tabla 4.4., el valor de exactitud (“accuracy”) en todos los casos está por encima del 90%, así como el valor del coeficiente Kappa resultante de cada validación está por encima de 0,85. Considerándose este valor, según los umbrales establecidos para el coeficiente Kappa en Landis & Koch (1977), como una muy buena concordancia.

Tabla 4.4.Resultados de la validación de las imágenes Geosat-2 clasificadas.

Incendio	Muestra verdad-terreno	Exactitud	Kappa Coefficient
Seira	46	93,1%	0,86
Pico del Águila	78	92,1%	0,89
Zuera	42	90,4%	0,85
Fuentes de Jiloca	65	94,1%	0,92
Aliaga	128	94,5%	0,91

De este modo, se ha obtenido un producto cartográfico para cada uno de los incendios seleccionados, lo que permite determinar la taxonomía de las zonas quemadas y evaluar su resiliencia, considerando si estas mantienen su estado previo o si la perturbación causada por el fuego ha provocado grandes cambios en las comunidades forestales.

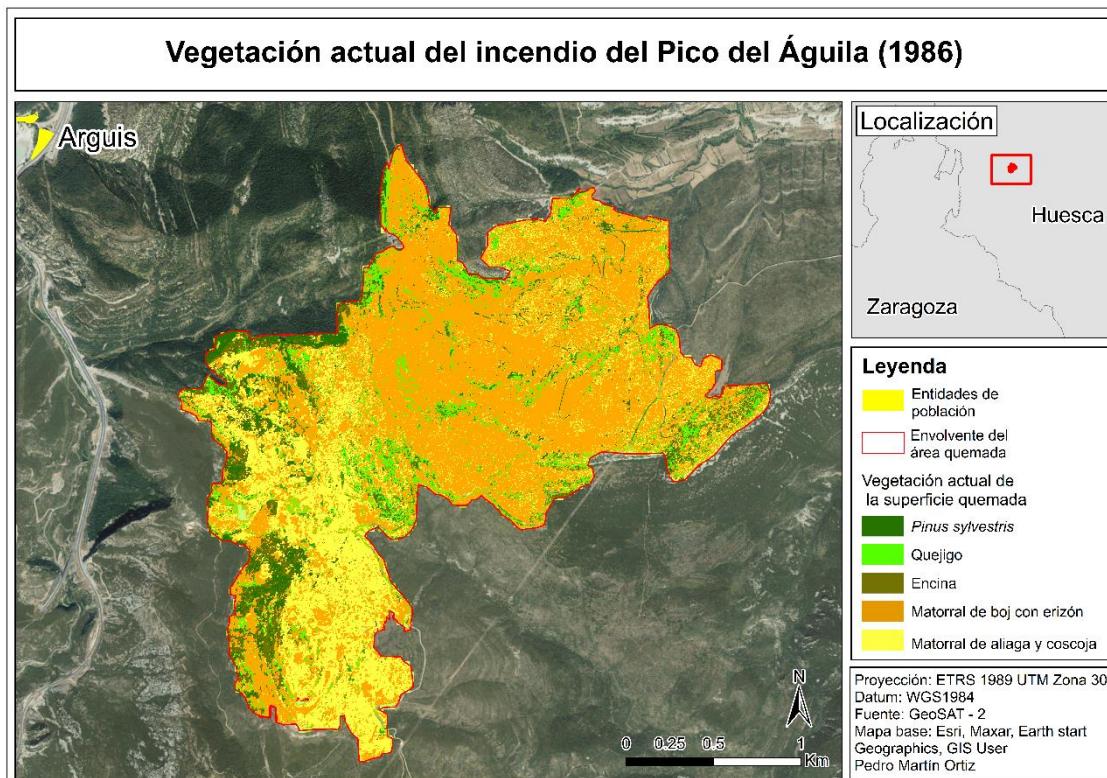


Mapa 4.1.Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Seira (1991).

El área quemada en el incendio de Seira está actualmente ocupada en un 33% por formaciones de frondosas, destacando los quejigos y los robles pubescentes (*Quercus pubescens*), que se distribuyen principalmente por las laderas de solana de la sierra de Chía. Por otro lado, los pinares de *Pinus sylvestris* actualmente ocupan el 21% del área quemada. El resto del área está compuesto por diversas especies de matorral, mayoritariamente bojedal (*Buxus*

sempervirens) con erizón (*Echinospartum horridum*), que ocupa el 28%, y por formaciones de pastizales altimontanos, que abarcan aproximadamente el 15%.

Las comunidades forestales que actualmente componen esta superficie son muy similares, tanto en distribución como en ocupación, a las que existían antes del incendio, sin experimentar grandes cambios.

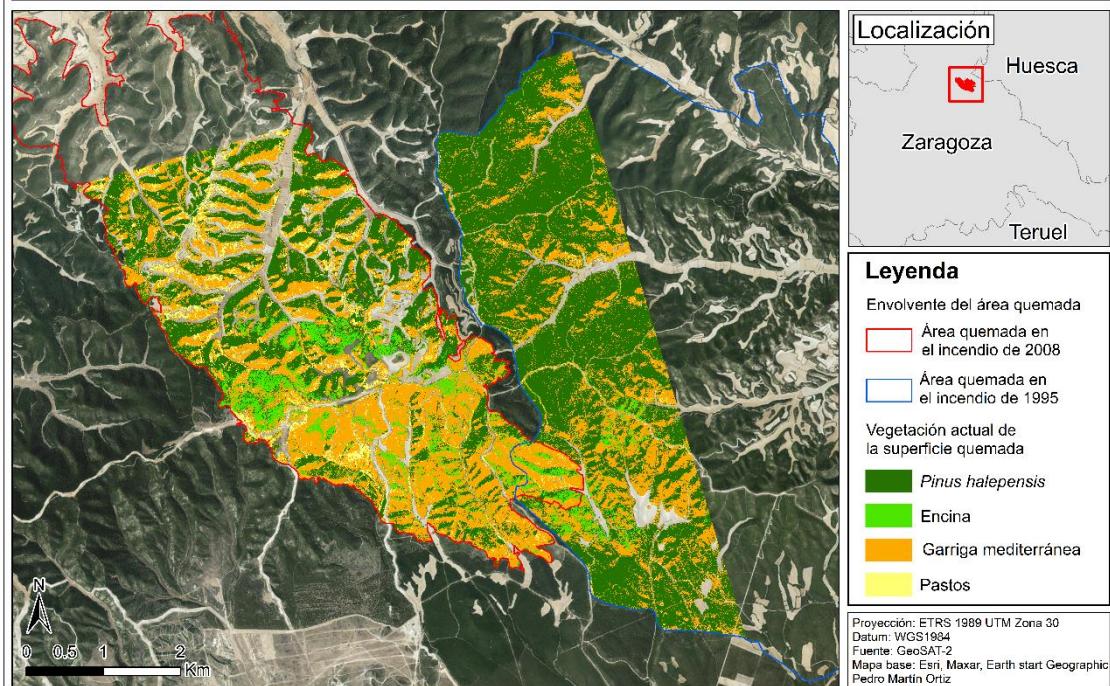


Mapa 4.2. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio del Pico del Águila (1986).

En cuanto al área quemada en el incendio del Pico del Águila, está actualmente ocupada en su gran mayoría por diversas formaciones de matorral, destacando los bojedales con erizón que cubren un 48% del área afectada. Otras formaciones de matorral presentes en la zona y extensamente representadas son los bojedales y aliagares (*Genista scorpius*) con presencia de coscoja (*Quercus coccifera*), que tapizan el 23%, principalmente en las laderas más occidentales del área quemada. Dentro de esta zona, también se han regenerado algunas formaciones de quejigos, que ocupan en torno al 7%, y encinas, que ocupan aproximadamente un 6%. En cuanto a los pinares de *Pinus sylvestris*, actualmente solo ocupan un 3% de la zona afectada por el fuego.

En este incendio, aunque la formación dominante sigue siendo los matorrales mixtos típicos de estos ambientes, se observa un detrimento en la ocupación de los pinares de *Pinus sylvestris*, que actualmente solo ocupan pequeños sectores en las laderas de umbría, donde además la severidad del fuego fue más baja, ocupando un 7% menos de la superficie quemada.

Vegetación actual de los incendios de los Montes de Zuera (1995 - 2008)

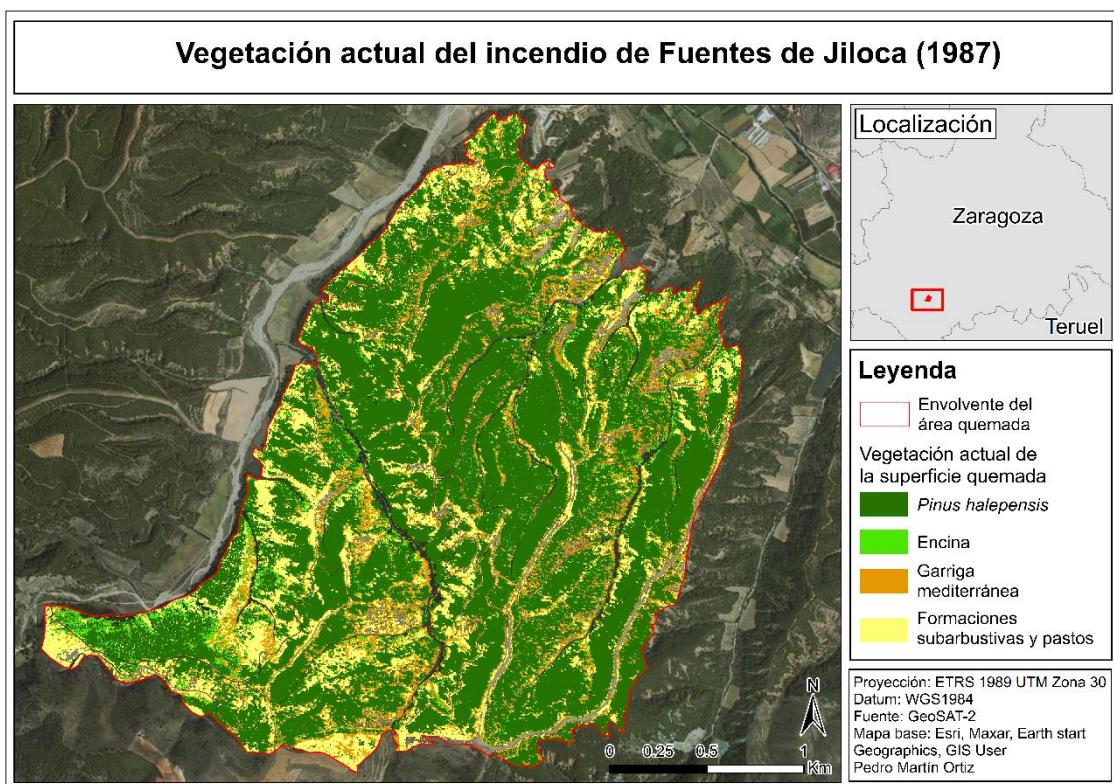


Mapa 4.3. Vegetación actual de la superficie quemada en los incendios de Zuera (1995 - 2008).

Por otro lado, en cuanto a la porción para la que se dispone información del área quemada en los incendios de los montes de Zuera, el área afectada por el incendio de 1995 está actualmente ocupada en su mayoría por *Pinus halepensis*, que cubre el 65%. Además, un 25% está ocupado por garriga mediterránea, típica de estos ambientes y comúnmente asociada a estas formaciones de pinar. Cabe destacar que las encinas dentro de esta área ocupan en torno al 4% en algunas laderas meridionales.

En relación al incendio del año 2008, el 44% de la superficie está ocupada por formaciones de matorrales de garriga mediterránea con ejemplares de pequeño porte de *Pinus halepensis*. Dado que es un incendio más reciente, esta formación aún no ha alcanzado en muchos casos un porte boscoso. No obstante, las formaciones de *Pinus halepensis* en las que esta especie es la única presente también ocupan un 24% del área quemada, principalmente en las laderas de umbría. Por último, cabe señalar que las encinas en este caso llegan a ocupar alrededor del 9%. La superficie restante en ambos casos está ocupada por formaciones subarbustivas de pastos xéricos característicos de estos ambientes en los que se produjeron estos incendios.

De este modo, se observa que las comunidades forestales afectadas por estos incendios son muy similares a las actuales. En el incendio de 1995, las comunidades forestales muestran una mayor similitud con las originales. Sin embargo, en el incendio de 2008, las comunidades de matorrales presentan una mayor ocupación, lo que podría estar relacionado con el periodo temporal, ya que este incendio es más reciente y las formaciones de *Pinus halepensis* aún presentan un porte más arbustivo que boscoso.



Mapa 4.4. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Fuentes de Jiloca (1987).

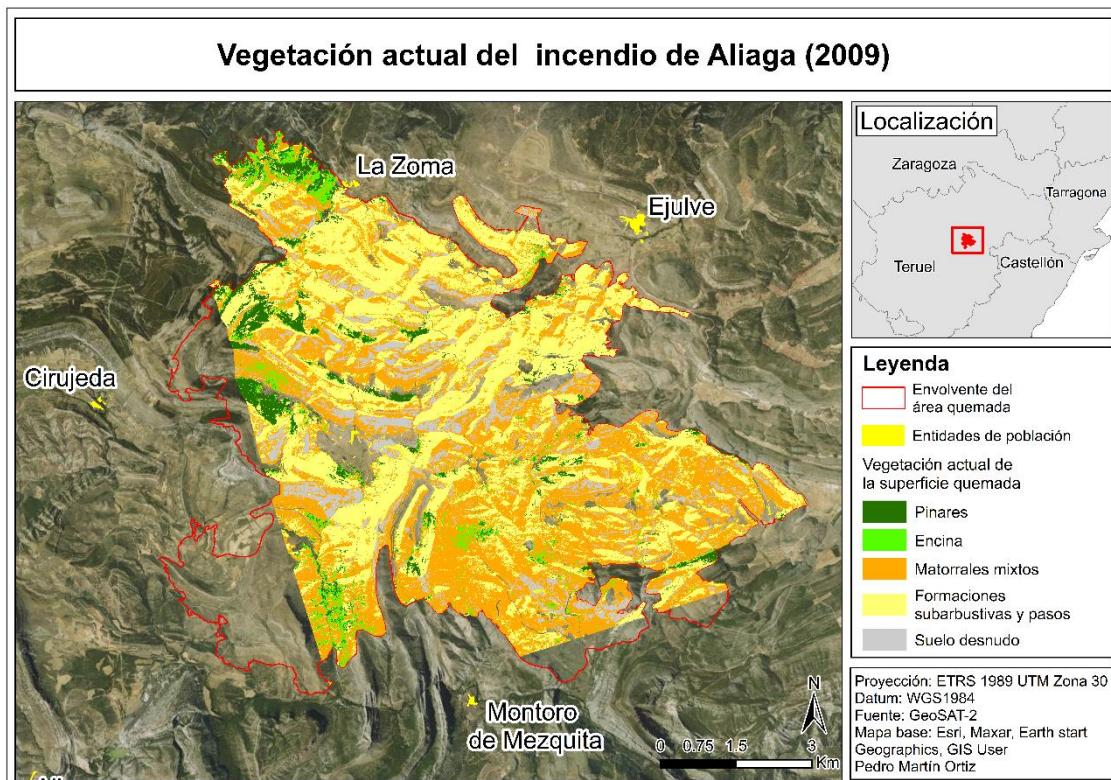
El área quemada en el incendio de Fuentes de Jiloca está actualmente ocupada por pinares de *Pinus halepensis*, que cubren un 69% de la superficie afectada, siendo esta la única especie de pinar identificada en el área quemada. En este incendio, las encinas se han recuperado, ocupando un 6% del área, principalmente sobre las laderas del sector occidental. El resto de la superficie afectada por el fuego está ocupado por matorrales de garriga mediterránea con especies como *Genista scorpius* y *Genista pumila*, así como por pastos xéricos, que representan un 16% del total, situándose en las partes bajas de las laderas y en las partes de solana.

Aunque las comunidades actuales son muy similares a las preexistentes al incendio, cabe destacar la desaparición de los pinares de *Pinus nigra*, que han sido reemplazados por pinares de *Pinus halepensis* y matorrales de garriga mediterránea.

Por último, el área quemada en el incendio de Aliaga actualmente está ocupada por formaciones subarbustivas de *Echinospartum horridum* con *Genista scorpius* y *Genista pumila*, acompañadas de especies pascícolas, que cubren el 45% del área afectada. Además, un 35% del área quemada está ocupado por matorrales de pequeño porte, como el enebro (*Juniperus communis*), que se mezclan con formaciones subarbustivas de *Genista scorpius*. El resto del área quemada está ocupado por encinas, que tapizan un 6% de la superficie y por pinares de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*, que solo se han mantenido en un 1% de la superficie afectada por el fuego. Cabe señalar que, en este caso, más de un 10% del área quemada presenta suelo desnudo, sin formaciones vegetales o con presencia muy escasa de pastos.

En el área afectada por este incendio, se observan grandes cambios en las comunidades forestales. Primero, hay un detrimento significativo en las formaciones de pinares, ya que los ejemplares de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* ocupan un 34% menos de la superficie, manteniéndose solo pequeños rodales en sectores donde la severidad fue muy baja. Esto mismo se observa en las formaciones de encinar, aunque en menor medida, con una reducción del 15%.

Además, actualmente hay más zonas de suelo desnudo con presencia ocasional de pastos xéricos.



Mapa 4.5. Vegetación actual de la superficie quemada en el incendio de Aliaga (2009).

En definitiva, la clasificación de imágenes de alta resolución espacial ha permitido identificar la taxonomía actual dentro de la superficie quemada de cada incendio. En muchos casos, esta taxonomía es similar a la que existía antes del incendio, como es el caso de los incendios de Seira, Zuera y Fuentes de Jiloca. Sin embargo, existen algunos incendios, como el de Aliaga, donde las formaciones que actualmente cubren las zonas afectadas por el fuego son, en términos generales, diferentes a las que había antes del incendio.

4.4. Distribución de los valores de LAI por incendio forestal

El tratamiento de imágenes satelitales Sentinel con el bioprocessador de SNAP ha permitido obtener el LAI de cada una de las áreas afectadas por incendios. Estos datos permiten analizar los diferentes niveles de LAI actual en cada incendio, así como su distribución espacial y su variación estacional.

Los productos resultantes del tratamiento de las imágenes satelitales son archivos geoespaciales que registran el valor promedio del LAI durante los meses de primavera y verano, desde el año 2020 hasta el 2023. A partir de estos productos, se ha extraído una muestra de 300 datos por formación forestal e incendio que han permitido establecer comparaciones entre los valores de cada incendio y sus formaciones. Esta muestra de cada incendio se representa en la figura 4.5, como un histograma acumulativo que permite determinar las diferencias generales entre incendios.

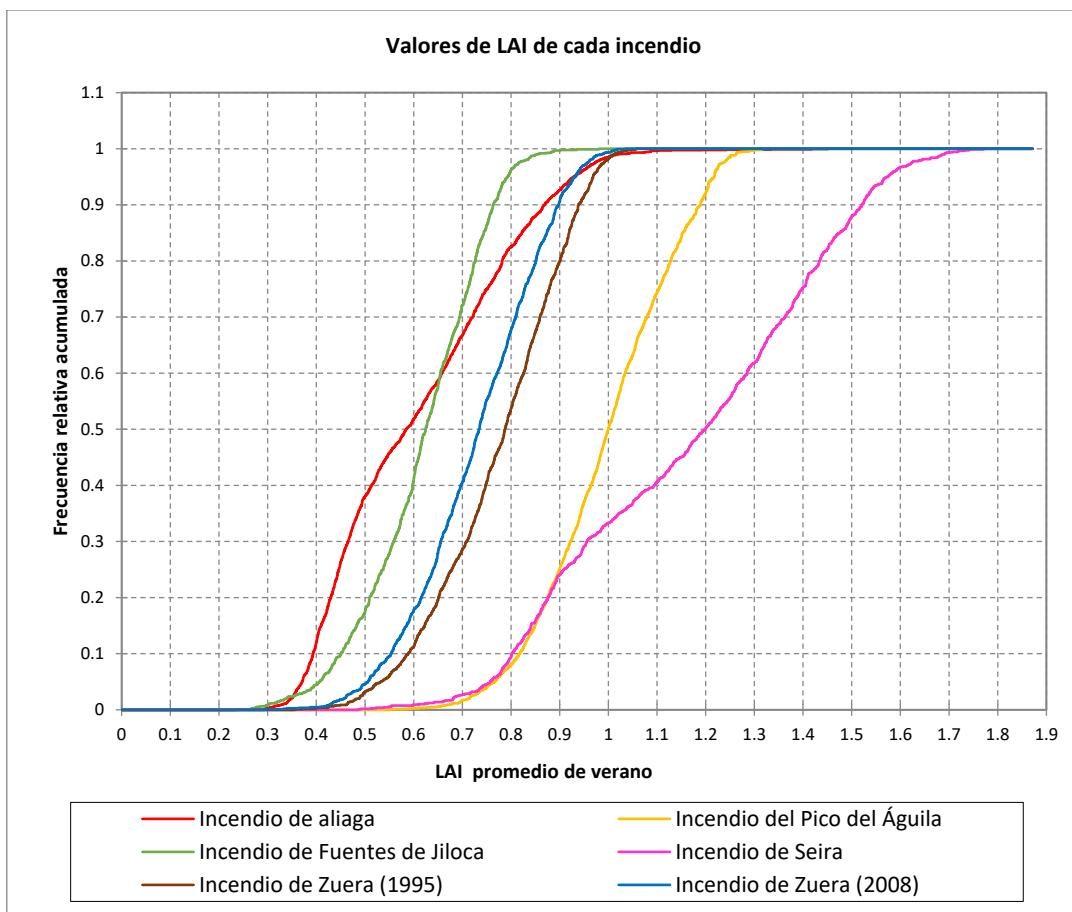
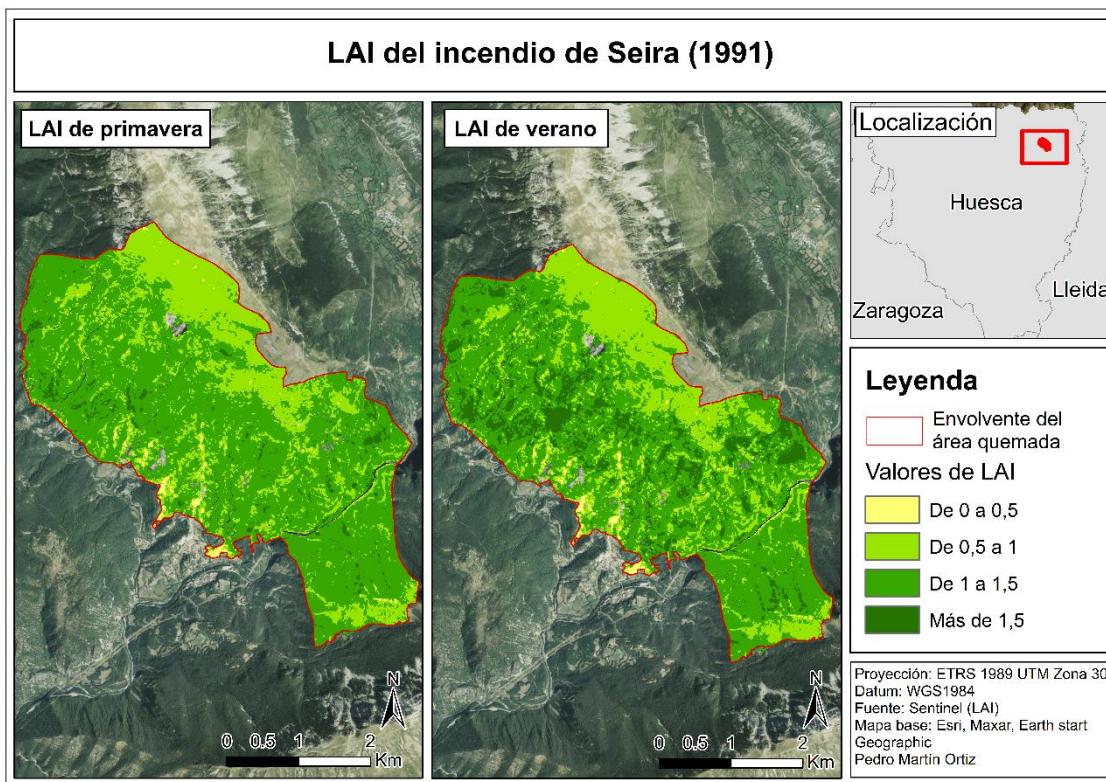


Figura 4.5.Frecuencia acumulada de la tendencia del NDVI de cada incendio.

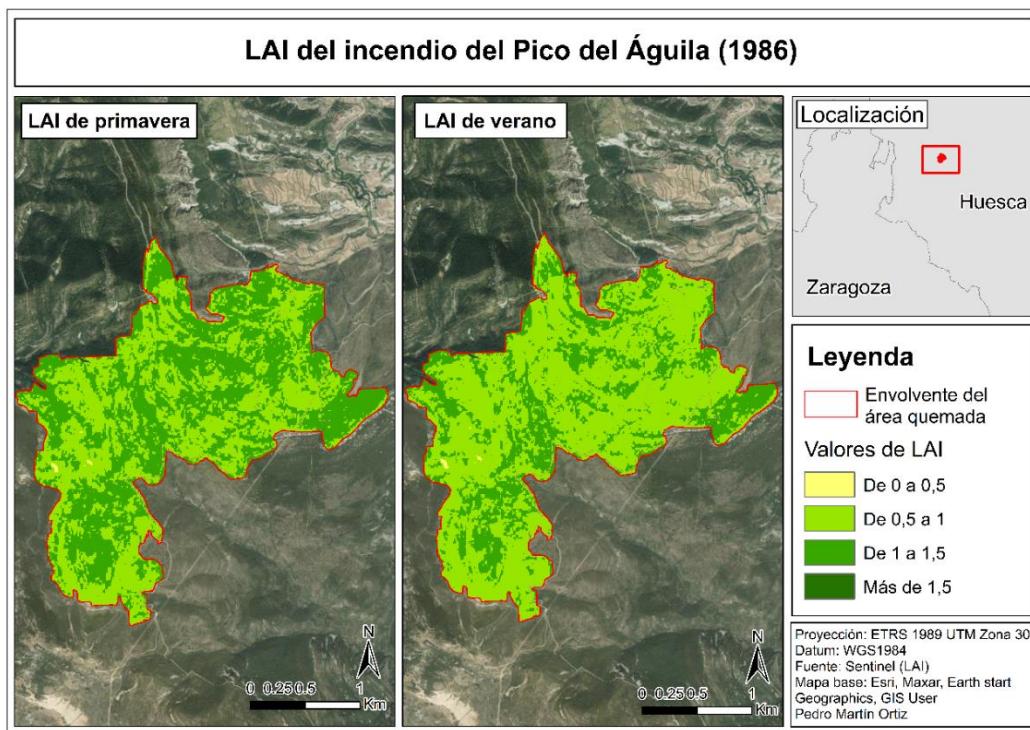
Se observan diferencias significativas entre los valores de LAI muestreados de cada uno de los incendios. El incendio que presenta valores de LAI promedio más elevados es el incendio de Seira, que además muestra una mayor diversidad de valores que el resto. Por su parte, el incendio del Pico del Águila también presenta valores de LAI generalmente elevados. En el otro extremo, se encuentran los incendios de Aliaga y Fuentes de Jiloca, con valores promedio de LAI más bajos, similares a los de los incendios de Zuera.

Esta información espacial continua a nivel cartográfico permite analizar detalladamente la distribución de los valores de LAI y las diferencias entre incendios al representarse a través de intervalos iguales. De este modo, se han realizado una serie de composiciones que muestran los valores promedio de LAI de cada incendio en las dos estaciones analizadas.

El área afectada por el incendio de Seira presenta actualmente valores elevados de LAI, con gran parte del espacio por encima de 0,5 (Mapa 4.6). Los valores entre 0,5 y 1 se encuentran predominantemente en las partes altas de la Sierra de Chía, donde prevalecen las formaciones de pastizales alpinos. Los valores de LAI superiores a 1 se distribuyen por las laderas bajas, ocupadas por pinares de *Pinus sylvestris*, frondosas y matorrales. Cabe destacar que las variaciones entre primavera y verano se producen en este intervalo. En primavera, el valor promedio de LAI se sitúa entre 1 y 1,5, con escasa representación de valores superiores. En verano, se observan valores de LAI más elevados, principalmente en las zonas ocupadas por frondosas.



Mapa 4.6. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Seira (1991).



Mapa 4.7. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio del Pico del Águila (1986).

Sobre la superficie quemada del incendio del Pico del Águila, los valores de LAI oscilan entre 0,5 y 1 (Mapa 4.7.), mostrando una notable homogeneidad. Se observan variaciones significativas en los valores de primavera y verano. Durante la primavera los valores de LAI por encima de 1 están más presentes que durante el verano, especialmente asociados a la presencia

de quejigares, encinas y formaciones de matorrales densos. El resto del área con valores promedio entre 0,5 y 1 está predominantemente cubierto por matorrales.

Las zonas afectadas por los incendios de los Montes de Zuera muestran una notable homogeneidad durante las dos estaciones estudiadas (Mapa 4.8.). En ambos incendios, los valores son relativamente bajos, oscilando entre 0,5 y 1. Durante la primavera, se registran escasos valores entre 1 y 1,5 en algunas pequeñas laderas septentrionales del área quemada en 1995. Es importante destacar que a pesar de la similitud en los valores de LAI, el área afectada en 1995 está actualmente cubierta por formaciones boscosas de pinos *Pinus halepensis*, mientras que el área afectada en 2008 está dominada por matorrales típicos de la garriga mediterránea con presencia de pinares de porte arbustivo. A pesar de estas diferencias en las formaciones vegetales, los valores de LAI en ambos casos son muy similares, con escasas variaciones estacionales.

El área afectada por el incendio de Fuentes de Jiloca (Mapa 4.9.), al igual que los incendios de los Montes de Zuera, muestra valores bajos y uniformes de LAI en ambas estaciones. Los valores se encuentran entre 0,5 y 1 en todo el espacio. Solo se observan valores inferiores a 0,5 durante los meses de verano en las partes bajas de las laderas, donde predominan los pastos esclerófilos que se secan durante esta época estival. De este modo se observan valores de LAI muy similares entre los pinares de *Pinus halepensis*, los encinares y los matorrales de garriga mediterránea, que apenas presentan variaciones estacionales.

El área forestal afectada por el incendio en Aliaga muestra valores notablemente bajos de LAI (Mapa 4.10.), todos ellos por debajo de 1, con una destacada presencia de valores inferiores a 0,5, que se asocian a la alta presencia de pastos secos. Los valores superiores a 0,5 están vinculados a las encinas en los sectores septentrional y occidental, así como a pinares que se han visto poco afectados por el fuego. Es relevante destacar las variaciones estacionales entre primavera y verano. Durante los meses de verano, se observan valores de LAI predominantemente inferiores a 0,5 que abarcan gran parte del área quemada, concentrándose principalmente en el sector meridional donde la presencia de pastos es mayor que se secan durante el periodo de estiaje.

En general, la distribución espacial de los valores de LAI se atribuye a las formaciones forestales presentes en cada incendio. Para comprobar esto, con la muestra de 300 valores de cada formación forestal por incendio y se ha elaborado la figura 4.6., que representa los datos en un gráfico ANOVA.

Se observan diferencias en los valores de LAI de las formaciones forestales actuales en las áreas quemadas. La formación con el valor de LAI más elevado son los quejigares presentes en Seira y el Pico del Águila, seguidos por los pinares de *Pinus sylvestris* y los bojedales. En contraste, las formaciones con valores de LAI más bajos son los pastos secos, la garriga mediterránea y los pinares de *Pinus halepensis*. De este modo, la distribución espacial de estas especies condicionan los valores de LAI.

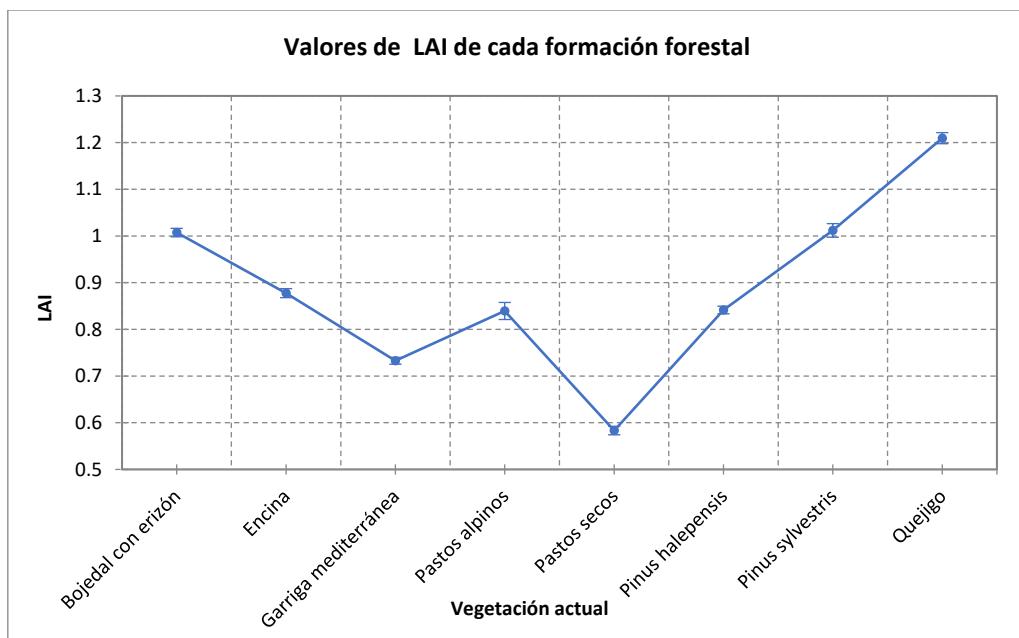
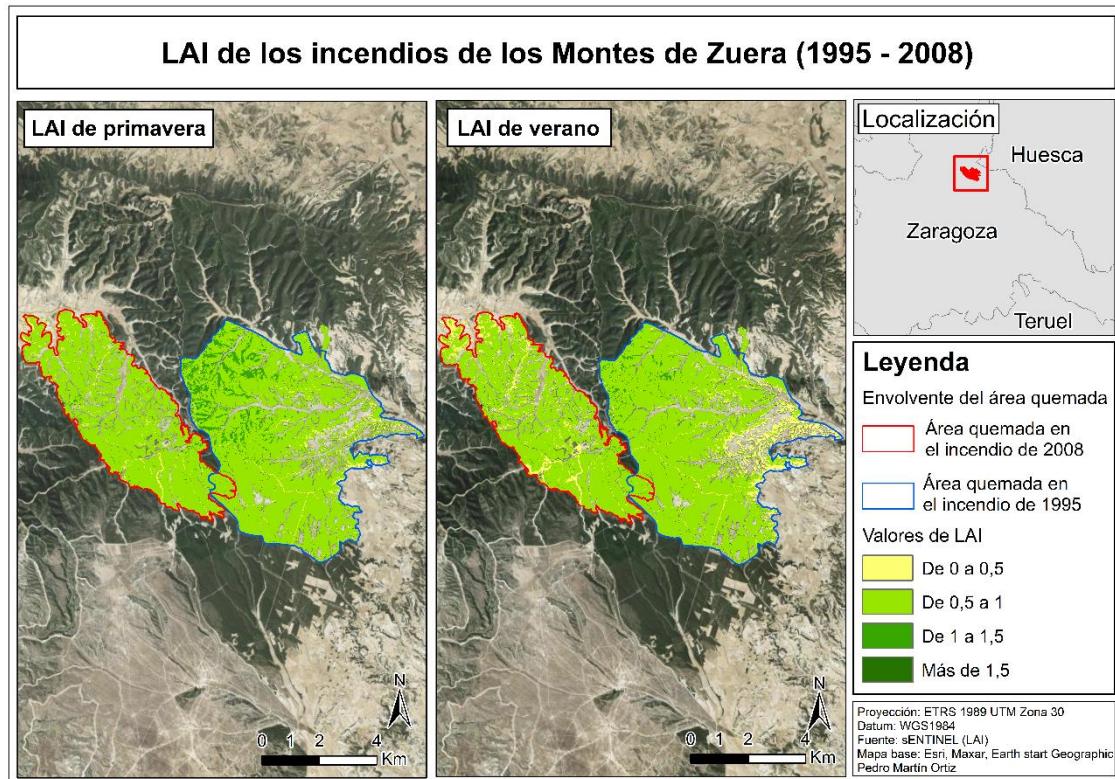
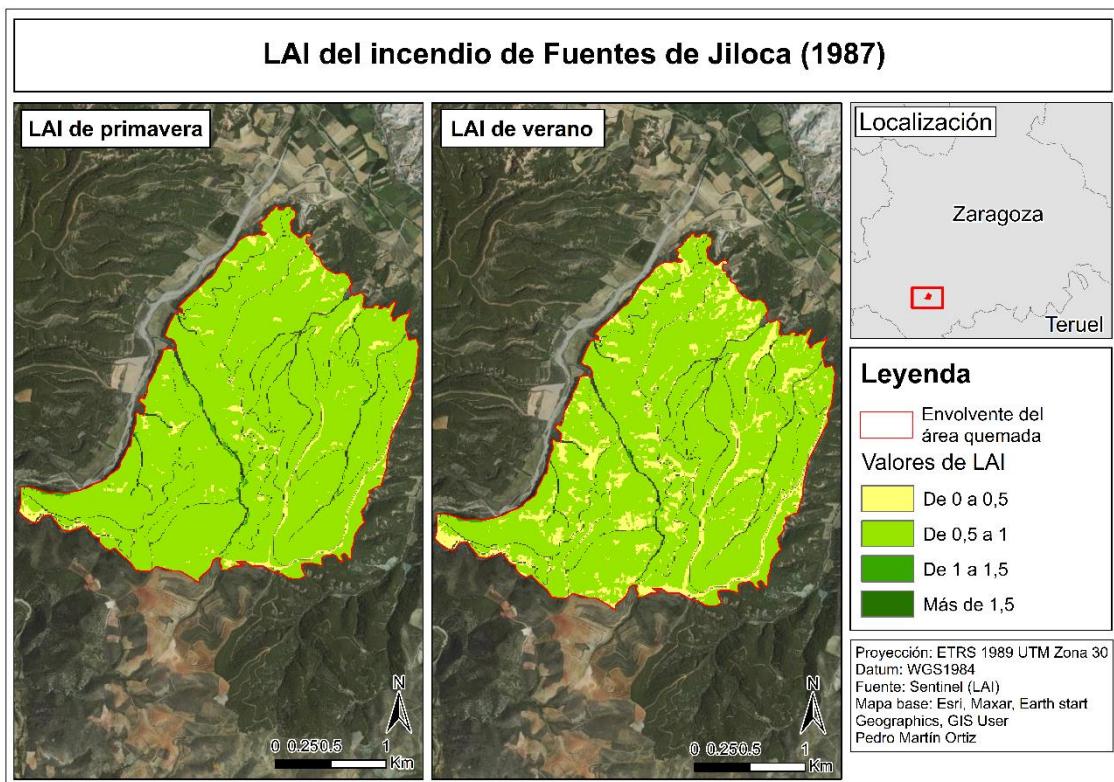


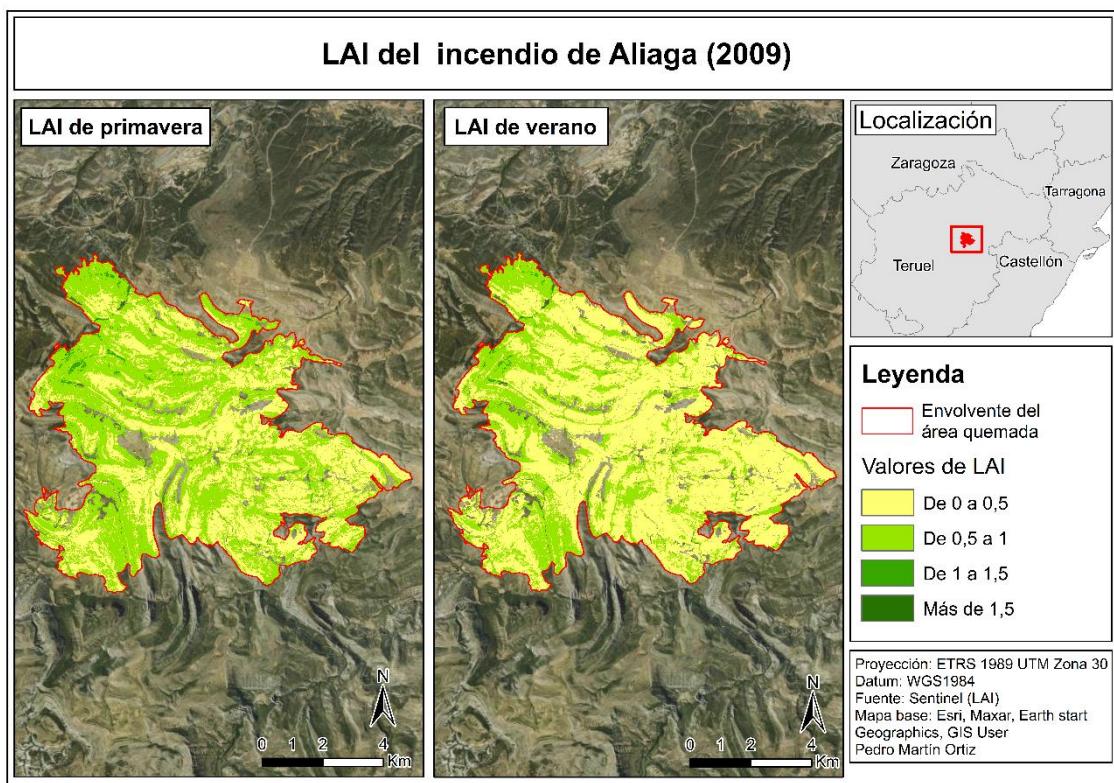
Figura 4.6. Distribución de los valores promedio de LAI (intervalos de confianza -95%) por formaciones vegetales.



Mapa 4.8. Valores de LAI promedio de primavera y verano en los incendios de los Montes de Zuera (1995 - 2008).



Mapa 4.9. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Fuentes de Jiloca (1987).



Mapa 4.10. Valores de LAI promedio de primavera y verano en el incendio de Aliaga (2009).

4.5. Tendencias regenerativas de los incendios forestales

El seguimiento de la evolución posfuego del NDVI a través de la plataforma *Google Earth Engine* (GEE), ha permitido analizar los procesos de regeneración en las áreas forestales afectadas por el fuego. El signo y la magnitud de las tendencias se han interpretado desde el punto de vista de la recuperación del verdor y la densidad de la vegetación a lo largo de los primeros 15 años tras el fuego. De este modo, los datos obtenidos permiten analizar el comportamiento de cada espacio durante los primeros años después del incendio.

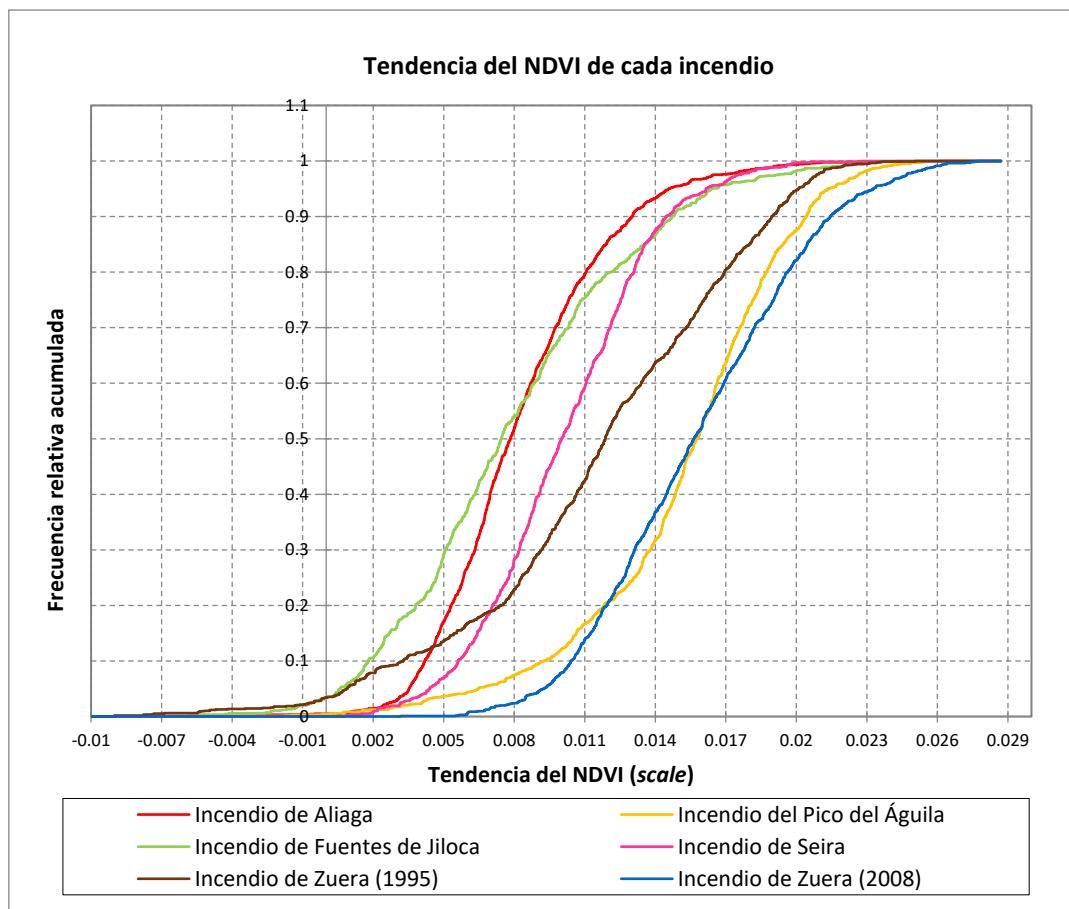
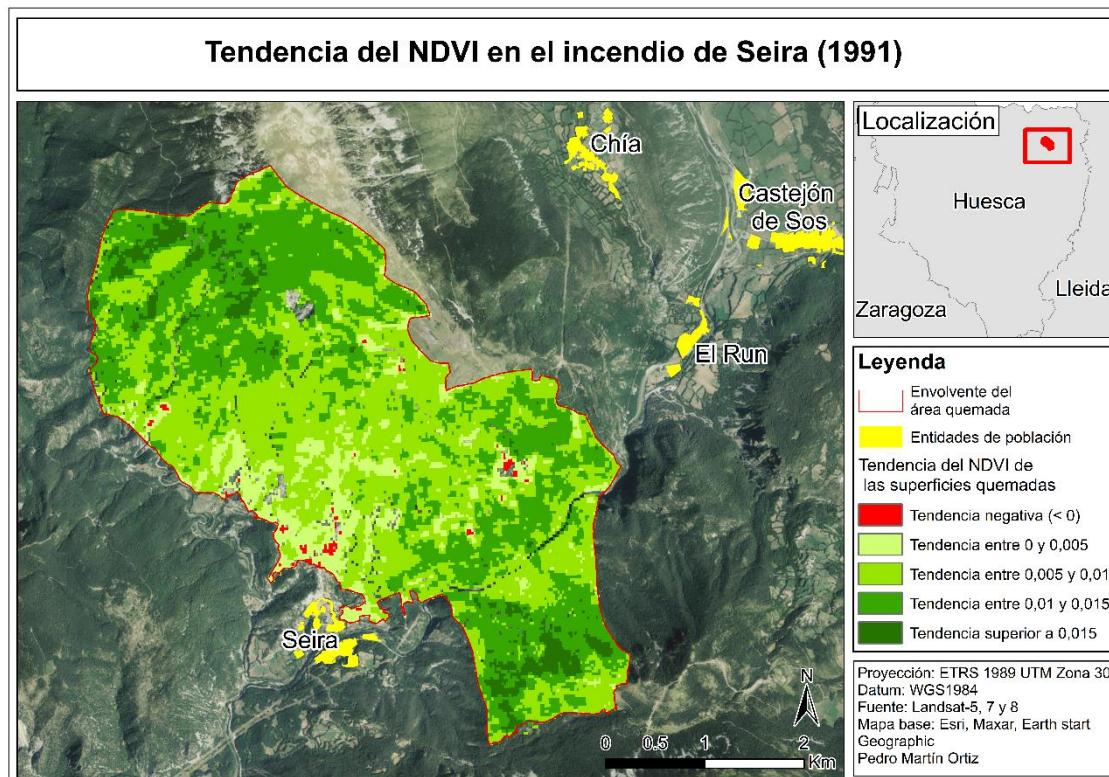


Figura 4.7. Frecuencia acumulada de la tendencia del NDVI de cada incendio.

La figura 4.7., basada en un gráfico de frecuencia relativa acumulada de una muestra de 300 datos por formación forestal de cada incendio, representa los valores de NDVI y permite observar una serie de diferencias entre los incendios analizados. En primer lugar, algunos incendios durante los 15 años posteriores al fuego muestran tendencias del NDVI principalmente bajas, como son los incendios de Fuentes de Jiloca y Aliaga. En el otro extremo, se encuentran los incendios del Pico del Águila y de los Montes de Zuera del año 2008, con tendencias significativamente más altas. En cuanto a los incendios de Zuera de 1995 y Seira, estos presentan valores intermedios, siendo algo más destacada la acumulación de valores elevados en el incendio de Zuera que en el de Seira.

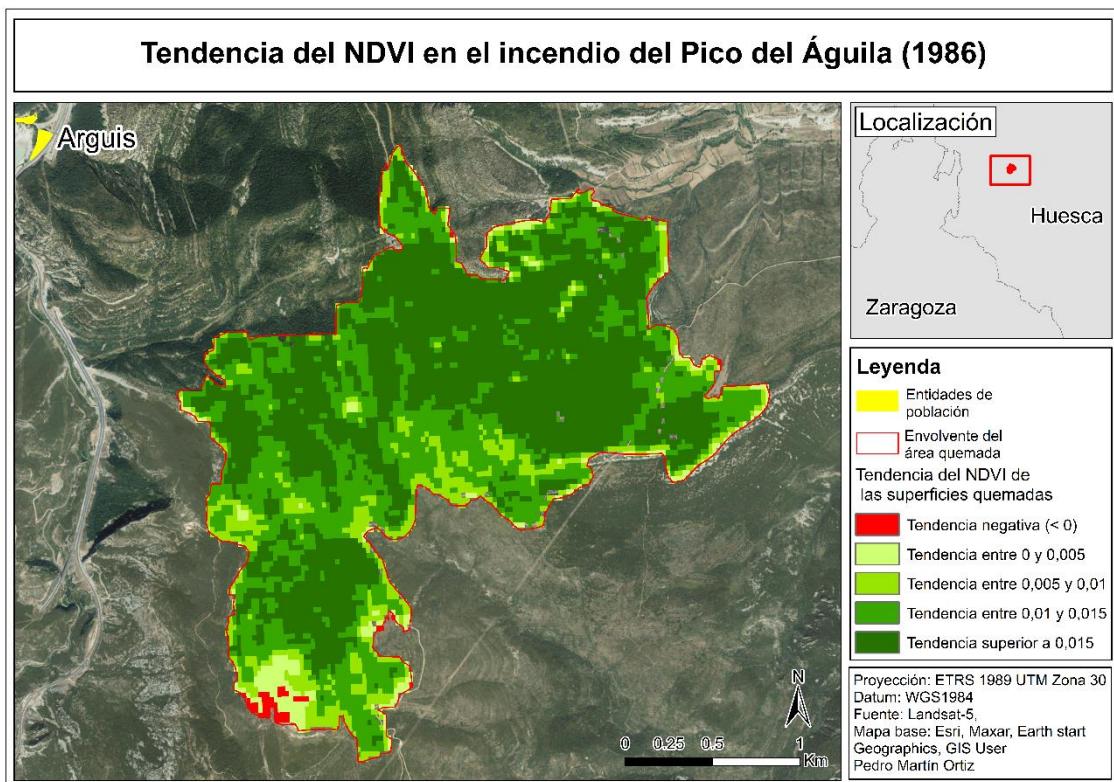
Desde el punto de vista cartográfico, se han generado una serie de productos que muestran la tendencia del índice NDVI para cada uno de los eventos seleccionados, permitiendo identificar los patrones espaciales y las diferencias entre incendios y su vinculación con las especies vegetales que ocupan estos espacios.

En el incendio de Seira, las tendencias se sitúan mayoritariamente entre 0,005 y 0,01. Sin embargo, destacan dos sectores con valores más altas: uno en la parte meridional del incendio, donde se han regenerado mayoritariamente formaciones de frondosas, y otro en el sector septentrional del área quemada, actualmente ocupado por matorrales de boj y, en menor medida, por frondosas. En la parte central del área quemada predominan los valores más bajos, posiblemente relacionados con zonas de mayor densidad de vegetación y predominio de matorrales, así como con áreas donde el fuego tuvo menor severidad. Las zonas quemadas con menor severidad, al partir de un nivel de vigor vegetal mayor, experimentan un incremento menor, lo que podría resultar en tendencias más bajas. Además, los valores de tendencia bajos en la parte alta de la sierra de Chía podrían relacionarse con la presencia de formaciones pascícolas de alta montaña, que por su naturaleza presentan valores de vigor vegetal menores, resultando en un incremento temporal menos marcado.



Mapa 4.11. Tendencia del NDVI en el incendio de Seira (1991).

El área quemada en el incendio del Pico del Águila presenta tendencias generalizadas elevadas y relativamente homogéneas que señalan un intenso proceso regenerativo de todo el espacio durante los 15 años posteriores al incendio. Los valores, mayoritariamente, se encuentran por encima de 0,01, excepto en un pequeño sector, situado al suroeste del área quemada, donde se registran valores más bajos e incluso negativos. Actualmente, este espacio está ocupado por matorrales de boj y otras especies como *Genista scorpius* y *Quercus coccifera*.

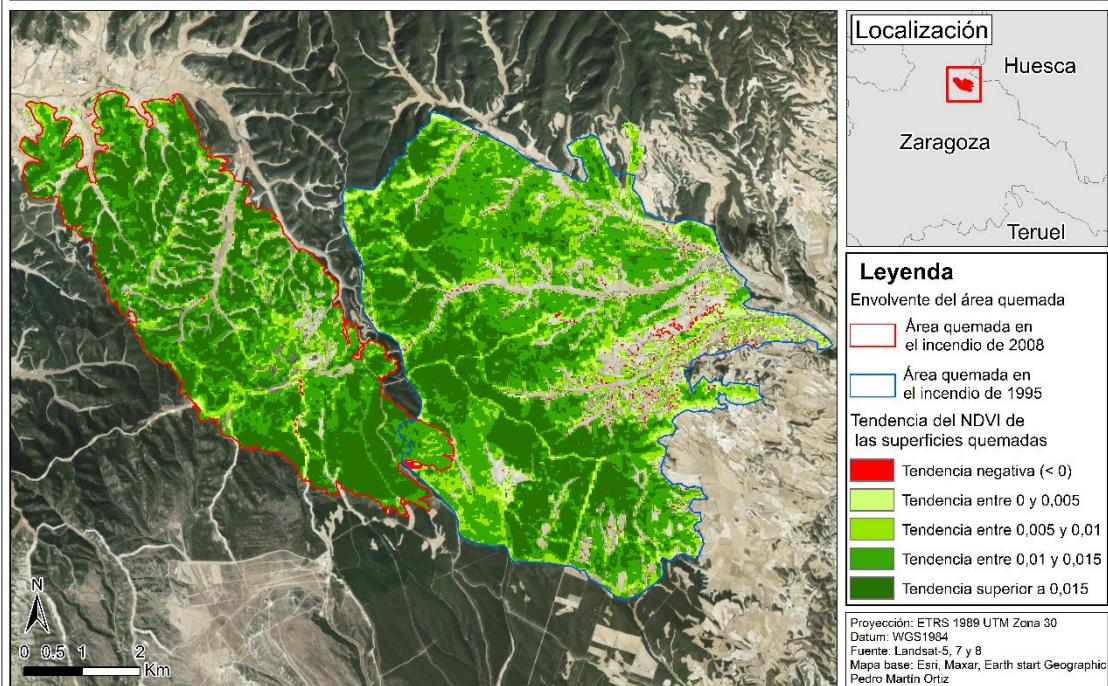


Mapa 4.12. Tendencia del NDVI en el incendio del Pico del Águila (1986).

En cuanto a los dos incendios estudiados en los Montes de Zuera, ambos presentan tendencias muy similares. Los valores obtenidos se sitúan principalmente por encima de 0,01, aunque las tendencias entre 0,005 y 0,01 también están ampliamente representadas. Sin embargo, mientras que en el incendio de 1995 encontramos mayoritariamente formaciones de pinares de *Pinus halepensis*, en el área afectada por el incendio de 2008 la mayor superficie la ocupan especies representativas de la garriga mediterránea y *Pinus halepensis* de menor porte. Estas diferencias podrían estar relacionadas con el distinto periodo de tiempo transcurrido tras los fuegos, situando al incendio de 1995 en una etapa evolutiva más avanzada. Los valores bajos son escasos y se sitúan mayoritariamente en las partes bajas de las laderas que conectan con los valles de fondo plano y los glaciares cultivados, lo que puede relacionarse con las comunidades predominantes en estas zonas, dominados por matorrales ralos y pastos secos.

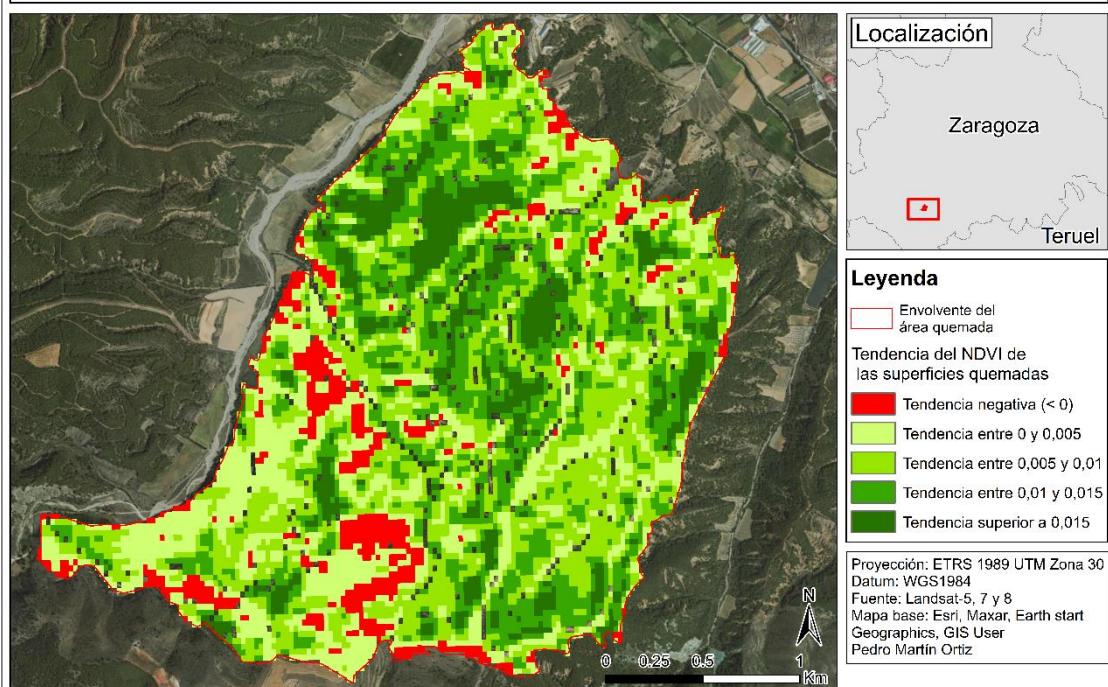
Respecto a la superficie afectada por el incendio de Fuentes de Jiloca, se observa una mayor diversidad de comportamientos: desde zonas donde la tendencia ha sido muy elevada hasta sectores con tendencias negativas. Estos sectores se asocian a una serie de laderas con pendientes relativamente elevadas situadas junto a barrancos de incisión lineal. Actualmente, estas zonas están formadas por pastos secos, matorrales abiertos e incluso suelo desnudo (conglomerados y arenas). Al mismo tiempo encontramos tendencias positivas muy elevadas (>0.015), coincidiendo actualmente con superficies ocupadas por pinares de *Pinus halepensis*.

Tendencia del NDVI en los incendios de los Montes de Zuera (1995 - 2008)



Mapa 4.13. Tendencia del NDVI en los incendios de los montes de Zuera (1995-2008).

Tendencia del NDVI en el incendio de Fuentes de Jiloca (1987)

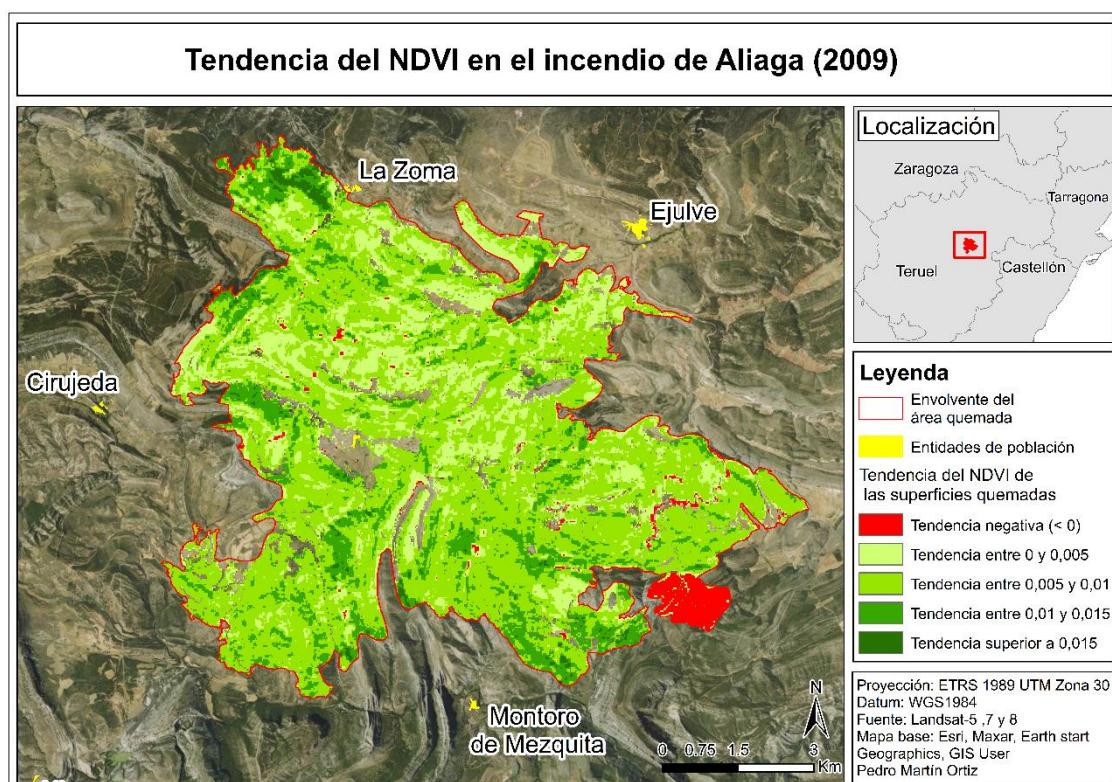


Mapa 4.14. Tendencia del NDVI del incendio de Fuentes de Jiloca (1987).

Por último, en Aliaga, las tendencias son en términos generales más bajas que en el resto de incendios estudiados. En este espacio predominan los valores entre 0,005 y 0,01, aunque existe una gran representación de valores inferiores, principalmente situados en el área central.

Asociados a las tendencias $<0,005$, especialmente en la zona centro, encontramos pastizales abiertos supramediterráneos con matorral subarbustivo, que han sustituido a masas de pinar albar. En el sector meridional predominan los valores comprendidos entre $0,005$ y $0,01$, que se relacionan con la elevada presencia de formaciones arbustivas, algo más vigorosas que los pastizales. En cuanto a la presencia de valores por encima de $0,015$, estos son muy escasos, identificándose únicamente en un pequeño sector en la parte septentrional del área quemada donde encontramos regenerado de *Quercus ilex*. En el otro extremo, se destacan valores negativos en el sector suroriental, indicando un descenso progresivo del NDVI desde 2009, debido a un nuevo incendio en 2016 que afectó a espacios previamente quemados en 2009. Actualmente, este sector, al igual que la mayor parte de la superficie quemada, está ocupado por matorrales y pastizales.

Un aspecto a destacar de este incendio es la elevada severidad con la que se produjo el fuego, que, a diferencia de otros casos, no ha resultado en tendencias pronunciadas en los procesos de regeneración. Esto podría estar relacionado con el comportamiento regenerativo de las especies que actualmente ocupan este espacio y que son poco vigorosas.



Mapa 4.15. Tendencia del NDVI del incendio de Aliaga (2009).

En definitiva, los mapas de tendencias por incendio revelan la variabilidad en la evolución del NDVI. Se observan tendencias generalmente mayores en los incendios del Pico del Águila y los Montes de Zuera, mientras que las tendencias son menos pronunciadas en los incendios de Aliaga y Seira. El área quemada en el incendio de Fuentes de Jiloca presenta la mayor variabilidad, con sectores que muestran tendencias negativas y otros con tendencias muy elevadas.

4.5.1. Tendencias regenerativas por especies vegetales

La distribución espacial de las tendencias y su intensidad guardan una clara relación con las diferentes especies que protagonizan dichas tendencias. De este modo, la distribución especial de los valores podría estar estrechamente relacionada con los valores evolutivos del NDVI. Para comprobar este hecho, la figura 4.8. muestra la evolución posfuego del NDVI promedio anual de algunas de las especies representativas que ocupan los espacios quemados analizados.

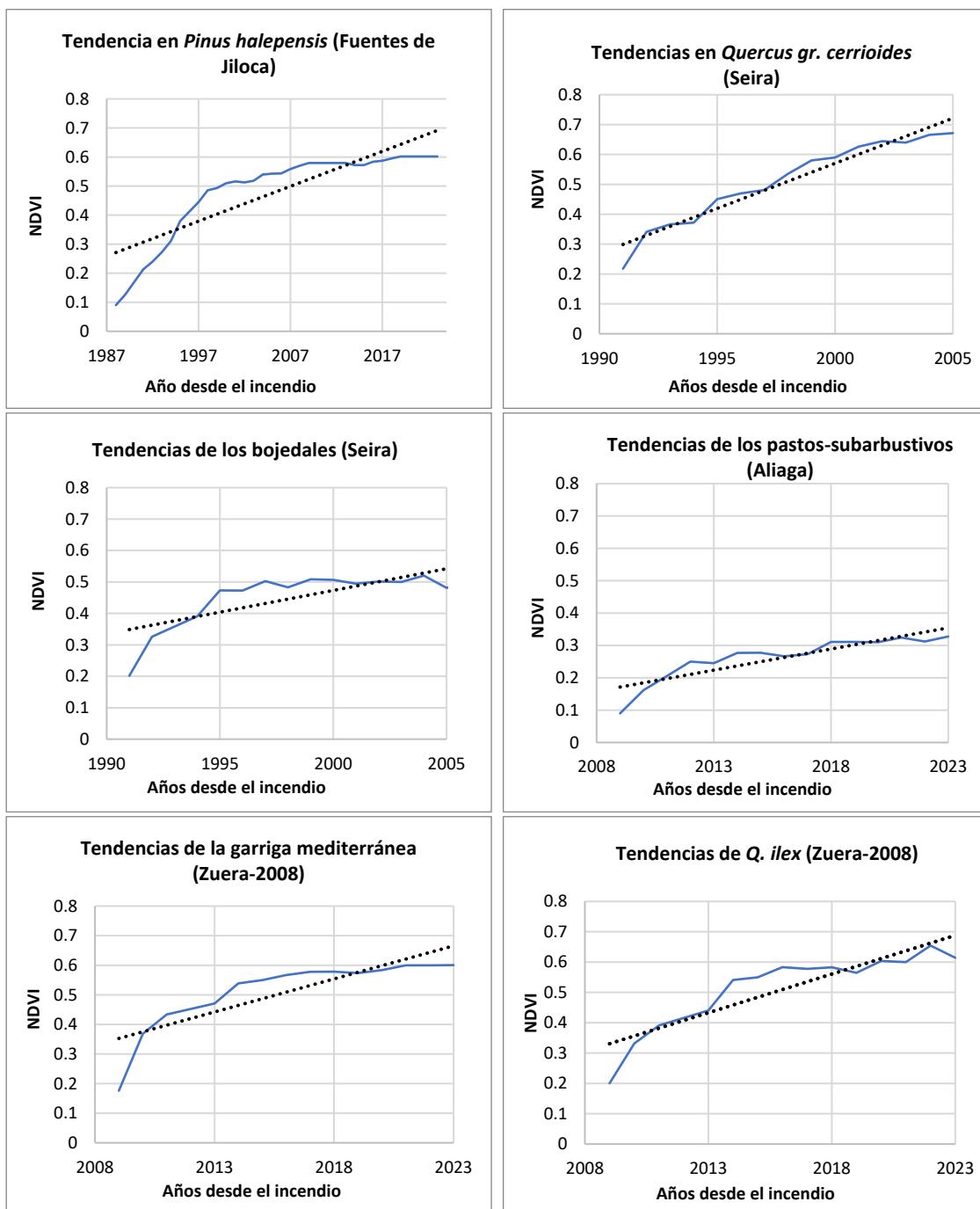


Figura 4.8. Evolución promedio del NDVI de las formaciones forestales más representativas.

La vegetación que se ha ido regenerando en cada espacio tiene una influencia directa en la tendencia del NDVI. Mientras que formaciones como los pinares de *Pinus halepensis* y las frondosas marcescentes presentan las tendencias más pronunciadas, otras formaciones como

los pastizales muestran tendencias muy bajas, relacionadas con un nivel de vigor vegetal más bajo en verano. De este modo, las bajas tendencias observadas en algunos incendios, como los de Aliaga o Fuentes de Jiloca, están principalmente relacionadas con las formaciones que se han regenerado, siendo en el caso de Aliaga, por ejemplo, formaciones pascicolas/leñosas poco vigorosas que ocupan gran parte del espacio afectado.

La obtención de valores de severidad y tendencia del NDVI para cada punto ha posibilitado la creación de análisis ANCOVA, permitiendo analizar la tendencia de cada incendio en relación con las formaciones vegetales presentes y recuperadas en cada punto. La severidad del fuego se introduce como una covariable. La figura 4.9. presenta el gráfico ANCOVA de la tendencia del NDVI para cada incendio en relación con las formaciones forestales preexistentes, lo que permite comprender la evolución de las comunidades afectadas y los cambios de comunidades, así como observar diferencias entre incendios forestales.

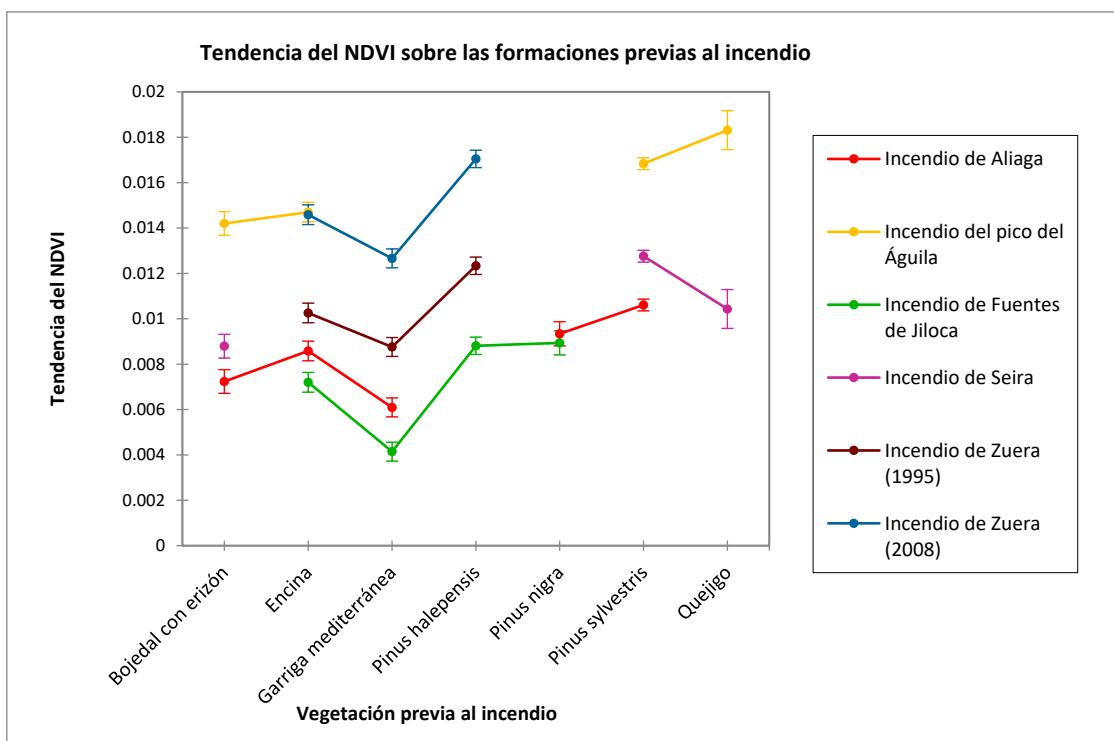


Figura 4.9. Interacciones entre especie vegetal (prefuego) e incendio forestal, en relación con la tendencia regenerativa.

Este análisis muestra diferencias significativas entre las medias de tendencia de cada uno de los incendios y sus formaciones forestales. Las zonas que en todos los incendios presentan tendencias del NDVI más bajas son aquellas zonas que estaban ocupadas por matorrales de garriga mediterránea. Mientras que los pinares de *Pinus halepensis* presentan las tendencias más elevadas en los incendios de Fuentes de Jiloca y Zuera.

Entre las tendencias promedio de una misma formación en los diferentes incendios se observan comportamientos similares en todos los casos, excepto en las formaciones de quejigares. Las áreas que antes del incendio estaban ocupadas por quejigares en el incendio de Seira presentan tendencias bajas, mientras que en el Pico del Águila presentan tendencias muy altas. Esto se podría deber a la sustitución de parte de las áreas de quejigares en el incendio del Pico del Águila por matorrales, mientras que en el incendio de Seira se ha producido una mayor

recuperación de estos quejigos. En este aspecto, la severidad también puede estar sesgando los resultados.

Entre los diferentes incendios también se observan una serie de diferencias. Los incendios que presentan tendencias más elevadas son los incendios de Zuera del año 2008 y el incendio del Pico del Águila, mientras que los incendios de Fuentes de Jiloca y Aliaga muestran tendencias más bajas. Este hecho, teniendo en cuenta que la severidad promedio para estos cuatro incendios es alta, refleja las diferencias en los comportamientos regenerativos entre las comunidades forestales.

Este mismo análisis se ha llevado a cabo sobre las formaciones actuales tal y como se presenta en la figura 4.10. para relacionar el proceso evolutivo con la formación actual presente en ese punto.

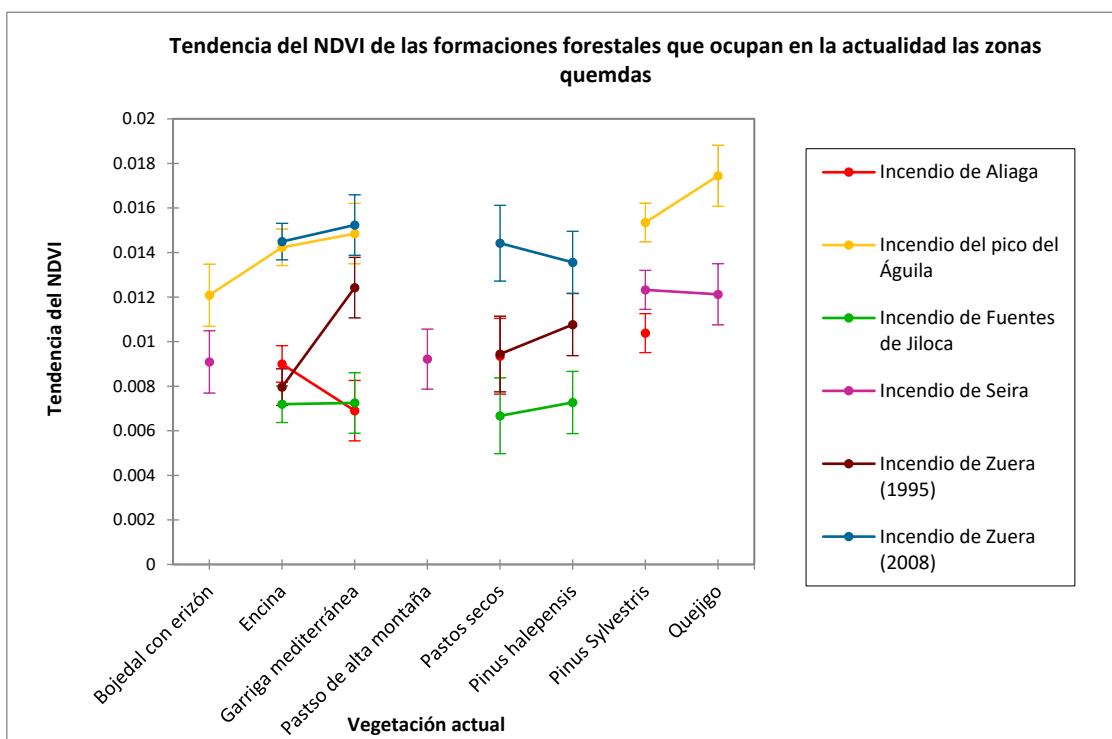


Figura 4.10. Interacciones entre especie vegetal (posfuego) e incendio forestal, en relación con la tendencia regenerativa.

En este análisis, se sigue observando que las formaciones presentes en el área quemada del incendio de Zuera en 2008 y del incendio del Pico del Águila, muestran una tendencia evolutiva del NDVI más alta, lo que sugiere una rápida recuperación de estas formaciones en el período estudiado.

En el otro extremo, los incendios con las tendencias más bajas generalmente corresponden a las áreas afectadas por los incendios de Aliaga y Fuentes de Jiloca. En ambos casos, antes del incendio existía una presencia considerable de pinares de *Pinus nigra*, que actualmente han sido sustituidos por otras formaciones. En Fuentes de Jiloca, estos pinares han sido reemplazados por pinares de *Pinus halepensis*, mientras que en Aliaga han sido sustituidos por pastizales y matorrales.

Las formaciones que generalmente muestran tendencias del NDVI más elevadas son los bosques de quejigos y las formaciones de frondosas en los incendios del Pico del Águila y Seira, junto con la garriga mediterránea en los incendios del Pico del Águila y Zuera. En el caso del incendio de Aliaga y Fuentes de Jiloca, esta última formación presenta valores bajos, que se relaciona con la mezcla de pastos y matorrales, y en Fuentes de Jiloca con los problemas de degradación de estos sectores durante los primeros años después del incendio.

Cabe señalar que la presencia de pinares de *Pinus sylvestris*, en general, muestra tendencias poco marcadas. Esto se debe a que estas formaciones se han mantenido en los espacios donde la severidad del incendio fue más baja. Estos resultados únicamente serían significativos dentro del área quemada del incendio de Seira, ya que, en los incendios de Aliaga y el Pico del Águila, la presencia de estas especies se circunscribe a pequeños rodales donde la afección del fuego fue baja. Por lo tanto, la tendencia de esta especie en los incendios de Aliaga y el Pico del Águila es poco significativa, ya que la resolución espacial de la información sobre la tendencia es más amplia que la propia identificación de estos rodales, lo que introduce valores evolutivos de las formaciones circundantes.

En definitiva, este análisis de la evolución del NDVI durante los primeros años después del incendio ha permitido identificar comportamientos regenerativos diferentes entre los distintos incendios y sus formaciones, así como factores taxonómicos y de severidad que las condicionan.

5. Discusión

En el actual contexto de la dinámica forestal posincendio y las múltiples investigaciones en estos aspectos, los resultados presentados en este estudio aportan, en términos generales, una caracterización general del estado actual de los espacios forestales analizados y sus procesos regenerativos. Estos resultados se basan en una muestra de seis incendios diferentes, que pretenden representar, en cierto modo, la diversidad de incendios en Aragón. Los hallazgos muestran la taxonomía actual que se ha recuperado en los espacios forestales afectados por el fuego, sus características estructurales actuales a partir del Índice de Área Foliar (LAI) y los procesos regenerativos durante los primeros años después del incendio.

Tras la exposición de los resultados, se plantean diferentes cuestiones relacionadas con el proceso metodológico empleado en el presente estudio, los resultados obtenidos, las limitaciones identificadas y posibles líneas de estudio futuras.

5.1. Valoración del proceso de selección de incendios

El presente trabajo ha tenido como propósito estudiar el estado actual de la vegetación, así como la diversidad de los procesos de regeneración posfuego en los IFA >100 ha. No obstante, el elevado número de eventos registrados en la región desde la década de 1970 ha llevado a la selección de incendios con características contrastadas, buscando representar la diversidad de los eventos. Para ello, se ha realizado un análisis estadístico en el que se han introducido diversas variables y características de las áreas forestales afectadas.

En primer lugar, se ha estudiado la distribución espacial de los incendios en Aragón, la cual muestra un patrón aglomerado. Partiendo de esta premisa, y sin pretender justificar las causas de esta distribución, se ha analizado la frecuencia y magnitud de los incendios utilizando

delimitaciones espaciales con perspectiva paisajística (grandes dominios del paisaje de Aragón) y taxonómica (series de vegetación), así como de las formaciones forestales afectadas.

Este análisis estadístico muestra diferencias en la distribución y magnitud de los incendios, aunque no estadísticamente significativas. Sin embargo, se determina que los dominios del paisaje que concentran más incendios son los *Relieves Escalonados*, las *Sierras Ibéricas Calcáreas de Montaña Media* y las *Sierras Pirenaicas de Conglomerados y Areniscas*. Además, los paisajes que proporcionalmente presentan una mayor afección superficial son las *Sierras Calcáreas de la Depresión del Ebro*. Estas mismas diferencias se observan en las series de vegetación potencial, siendo la serie de los *encinares* la que concentra la mayor recurrencia y superficie quemada. Por otro lado, de este análisis se derivan las formaciones forestales más afectadas, que han sido la garriga mediterránea y diversas especies de pinares. Todas estas características obtenidas a partir del análisis estadístico descriptivo han sido tenidas en cuenta durante el proceso de selección.

Además, teniendo en cuenta la distribución geográfica de los incendios y su patrón aglomerado, las características altitudinales y de radiación solar del área de estudio, y la gravedad de los incendios, se han podido establecer diferentes tipologías de incendio. Estas tipologías se basan en el método de GMM, que ha resultado de gran utilidad para distinguir de forma estadística grupos de incendios.

Los resultados del análisis estadístico y las tipologías justifican la selección de los incendios de Seira, Pico del Águila, Montes de Zuera, Fuentes de Jiloca y Aliaga. Estos incendios son representativos de los dominios de paisaje y las series de vegetación afectadas con mayor recurrencia y magnitud, las formaciones forestales más afectadas, así como de las características y la ubicación de las áreas quemadas. Aunque esta muestra de incendios es reducida, en términos generales recoge los principales rasgos de los incendios en la región.

En este sentido, no se disponen de referencias bibliográficas que empleen métodos de selección de incendios que representen la diversidad de eventos en una región, ya que en pocas ocasiones se justifica la elección de los espacios estudiados. Además, estos métodos de clasificación que han resumido las características y distribución de incendios en una base de datos pueden servir como precedente para futuras líneas de investigación.

5.2. Regeneración forestal de las comunidades forestales analizadas

El estudio de la regeneración forestal se ha abordado mediante una serie de métodos que aportan perspectivas diferentes del estado actual de las comunidades que ocupan las superficies afectadas por el fuego y su proceso de regeneración.

En primer lugar, las formaciones forestales que actualmente ocupan los espacios afectados por el fuego se han analizado a partir de un proceso de clasificación digital de las imágenes de satélite de GeoSAT-2. Al ser imágenes de muy alta resolución espacial, han permitido determinar detalladamente las formaciones que ocupan cada espacio, obteniendo resultados de alta calidad.

Esta información, junto con los productos de clasificación Landsat obtenidos en el marco del proyecto de investigación “PaF”, han permitido identificar cambios en las comunidades

forestales actuales. Aunque, en términos generales, las formaciones actuales son muy similares a las previas al incendio, como es típico en el ámbito mediterráneo (Pausas, 2012), se observan algunos cambios en los incendios analizados en detalle. Estos cambios están relacionados con la capacidad de regeneración de las diferentes especies y otros factores, como la severidad del incendio.

Los principales cambios en las comunidades forestales se observan en los incendios de Aliaga y Fuentes de Jiloca, mientras que, en los incendios de los Montes de Zuera, Seira y el Pico del Águila se registran cambios menos significativos.

Las formaciones que actualmente ocupan el área afectada por el incendio de Aliaga en 2009 son mayoritariamente matorrales de garriga mediterránea y pastos subalpinos, con escasas zonas donde se han regenerado los encinares. Antes del incendio, este espacio estaba predominantemente ocupado por pinares de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*, los cuales ahora solo se encuentran en pequeños rodales poco afectados por el fuego. Esto indica que los pinares no se han regenerado en este sector, siendo sustituidos por matorrales y pastizales.

Algo similar sucede en el incendio de Fuentes de Jiloca, donde antes del incendio había algunas formaciones de *Pinus nigra*. Actualmente, este espacio está mayoritariamente ocupado por formaciones de *Pinus halepensis*, encinares, matorrales y pastizales.

A diferencia del incendio de Aliaga, en el incendio de Seira existen zonas que han sido nuevamente ocupadas por pinares de *Pinus sylvestris*, lo que podría estar relacionado con la baja severidad del fuego, que no causó grandes daños y permitió la recuperación de las formaciones preexistentes. En este incendio, las formaciones de pinares, frondosas y matorrales presentan una ocupación y distribución muy similar a la que tenían antes del incendio.

En el caso del incendio del Pico del Águila, las formaciones también son muy similares a las anteriores, con una elevada presencia de matorrales de garriga mediterránea y bojedales, y en algunos sectores, formaciones de quejigos, encinas e incluso *Pinus sylvestris* en los bordes septentrionales del área quemada. Lo mismo se observa en los incendios de los Montes de Zuera, cuyas formaciones son iguales a las previas, con una elevada regeneración de pinares de *Pinus halepensis* y matorrales de garriga mediterránea. En el incendio de 1995 en los Montes de Zuera, la formación dominante son los pinares de *Pinus halepensis*, mientras que, en el área quemada en 2008, la formación dominante es la garriga mediterránea. Estas diferencias podrían estar relacionadas con el periodo transcurrido desde el incendio, siendo mayor para el de 1995, lo que permite que las formaciones se encuentren en un periodo evolutivo más avanzado. En cambio, las formaciones presentes en el incendio de 2008 posiblemente aún no hayan alcanzado la madurez, dado que la presencia de pinares de menor porte es elevada.

De este modo, se observan varias diferencias en la recuperación de determinadas comunidades forestales. Algunas especies de plantas están mejor adaptadas al fuego que otras, dependiendo de sus estrategias de regeneración y la continuidad horizontal y vertical de la vegetación (Baeza y Roy, 2008). Así, el tipo y las características de la vegetación son uno de los factores más importantes en el proceso de regeneración posincendio (Alloza et al., 2006). En consecuencia, la dinámica de la vegetación posincendio parece ser diferente entre las comunidades de germinadoras y las de rebrotadoras, ya que estas últimas son altamente resilientes al fuego y tienen una tasa de recuperación de la vegetación mucho más rápida (Broncano et al., 2005).

En estos espacios, se observa que las formaciones de rebrotadoras como las frondosas, los encinares y los matorrales presentan una ocupación similar a la previa al incendio, e incluso ocupan zonas donde antes del fuego había otras formaciones. Esto puede ocurrir porque los ecosistemas caracterizados por comunidades de rebrotadoras altamente resilientes tienen una gran capacidad para recolonizar rápidamente el espacio abierto creado por el fuego utilizando sus órganos subterráneos no dañados (Duguy et al., 2012).

Sin embargo, esta recuperación no es tan significativa en las especies con estrategias pasivas como los pinares de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*, tal y como se observa en los incendios de Aliaga y Fuentes de Jiloca. No obstante, los pinares de *Pinus halepensis* son una excepción. En los incendios de Zuera y Fuentes de Jiloca, esta especie se ha recuperado, ocupando gran parte del espacio afectado. Esta alta capacidad de recuperación de los pinares de *Pinus halepensis* se relaciona con sus propiedades serótinas; Estrategia adaptativa que mantiene las semillas almacenadas en conos cerrados que solo se abren en respuesta a estímulos ambientales específicos, como el calor extremo de un incendio forestal (Habrouk et al., 1999). Esta adaptación permite que las semillas se liberen en un momento en que las condiciones para la germinación y el establecimiento son óptimas, es decir, después de un incendio cuando la competencia por recursos es mínima y el suelo está enriquecido con nutrientes liberados por la quema de la vegetación (Habrouk et al., 1999). Los conos serotinos son un mecanismo extraordinario para proteger las semillas del fuego, manteniendo su viabilidad a temperaturas de hasta 400 °C durante 1 minuto (Habrouk et al., 1999; Fernandes & Rigolot, 2007). Sin embargo, temperaturas más altas o un tiempo de exposición más prolongado causan altas tasas de mortalidad de semillas contenidas en conos serotinos, así como la mortalidad total de semillas no protegidas (Fernandes & Rigolot, 2007).

Los pinares de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* no tienen conos serotinos, por lo que, tras un incendio de alta severidad en las copas, gran parte del banco de semillas del dosel muere, dificultando los procesos de recuperación en áreas con fuego severo (Martín-Alcón & Coll, 2016). El incendio de Aliaga es un buen ejemplo de ello, ya que el fuego se produjo con una elevada severidad y la presencia de pinares en el área quemada es muy escasa. No obstante, en los incendios estudiados hay algunas áreas donde se ha producido regeneración de estos pinos, principalmente en zonas que se quemaron con menor severidad y que estaban cerca de parches no quemados (Martín-Alcón & Coll, 2016). En el caso de Seira, con una severidad promedio moderada y muchas zonas de baja severidad, se muestra una elevada recuperación de los pinares de *Pinus sylvestris*, lo que evidencia la capacidad de adaptación de estas especies a incendios superficiales, tal como se señala en Martín-Alcón & Coll (2016). Sin embargo, esta especie de pinar se ha mantenido en algunos bordes del incendio del Pico del Águila, donde la severidad fue más elevada. Esta recuperación podría deberse a la presencia de masas de pino contiguas que no se vieron afectadas por el incendio. La regeneración del pino debido a la proximidad de parches no quemados ya ha sido analizada en otros estudios y se explica por la distancia limitada de dispersión de semillas de esta especie (Ordóñez et al., 2006). De este modo, se observa la influencia de la severidad del fuego como un factor condicionante en la recuperación de determinadas especies forestales.

Para complementar esta caracterización de las comunidades vegetales actuales, se han incluido los valores de LAI como un parámetro biofísico que está relacionado con la estructura foliar de las formaciones. En este estudio, el LAI se ha evaluado en dos estaciones distintas, lo que permite observar la variabilidad entre ambas.

Este parámetro revela diferencias significativas entre los incendios. Por ejemplo, los incendios de Seira y el Pico del Águila muestran valores promedio más altos de LAI, mientras que el incendio de Aliaga presenta valores muy bajos. En cambio, los incendios de los Montes de Zuera y Fuentes de Jiloca muestran valores bajos y uniformes, con pocas variaciones estacionales entre primavera y verano.

En el incendio de Seira, los valores elevados de LAI indican una mayor cantidad de área foliar por unidad de superficie, lo que se relaciona con la presencia de frondosas. Además, se observa una variación estacional, con valores promedio más altos durante los meses de verano. Esto sugiere que, actualmente este espacio presente un dosel vegetal denso, compuesto por en gran parte por especies rebrotadoras.

El incendio del Pico del Águila muestra valores de LAI entre 0,5 y 1,5, ligeramente inferiores a los del incendio de Seira, ya que no alcanza valores por encima de 1,5 a pesar de que ambos incendios tienen formaciones muy similares y tiempos de recuperación parecidos. Además, en este caso los valores promedio de LAI son más altos durante la primavera, lo que podría estar relacionado con las condiciones climáticas específicas de cada espacio.

Por otro lado, los incendios de los Montes de Zuera y Fuentes de Jiloca presentan valores de LAI muy similares, dominando los valores entre 0,5 y 1, sin variaciones estacionales significativas. Estos valores se relacionan con la presencia de especies cuyo valor de LAI oscila en ese rango, como los pinares de *Pinus halepensis*, los encinares o la garriga mediterránea.

El incendio de Aliaga muestra predominantemente valores inferiores a 0,5, siendo el incendio con más valores en este umbral. Esto se relaciona con el predominio de matorrales de garriga mediterránea y pastos esclerófilos, con una clara influencia estacional, ya que durante el verano se observa un destacado descenso del LAI.

Todos estos aspectos identificados sobre las comunidades vegetales actuales también tienen cierta repercusión en los resultados obtenidos en el análisis de los procesos de regeneración a partir de la evolución del NDVI durante los 15 años posteriores al incendio. Este periodo temporal de análisis se ha seleccionado porque diversos estudios previos, como Tanase *et al.* (2011) y Eugenio *et al.* (2006), señalan que es el intervalo en el que la vegetación posincendio experimenta los principales cambios. Además, permite la comparación entre los eventos seleccionados. En definitiva, estos métodos han aportado un nuevo enfoque al trabajo para analizar los diferentes procesos de regeneración.

En primer lugar, se han identificado comportamientos regenerativos diferentes entre los seis incendios estudiados. Los incendios que presentan una tendencia elevada generalizada son los incendios del Pico del Águila y los Montes de Zuera, mientras que las tendencias son menos pronunciadas en los incendios de Aliaga, Seira y Fuentes de Jiloca.

Las tendencias observadas en el incendio del Pico del Águila indican un rápido recubrimiento de las formaciones forestales durante los 15 años posteriores al incendio, protagonizado por matorrales de boj, erizón y garriga mediterránea que presentan un LAI relativamente alto. Además, la elevada homogeneidad de los valores muestra un comportamiento muy similar entre las diferentes formaciones de matorrales. Estos matorrales rebrotadores, altamente resilientes, tienen una elevada capacidad de producir nuevos brotes inmediatamente después de un evento (Keeley, 1986; Trabaud, 1987). En las primeras etapas sucesionales después del fuego, varios

autores han documentado un abundante establecimiento de retoños y brotes, como consecuencia de la reducción de la competencia por recursos (Keeley, 1986).

Este mismo comportamiento se observa en los incendios de los Montes de Zuera, donde los pinares de *Pinus halepensis* y los matorrales de garriga mediterránea ocupan el área quemada. Actualmente, estos dos incendios se encuentran en períodos evolutivos diferentes debido al tiempo transcurrido desde la perturbación, lo que ha dado lugar a formaciones actuales algo distintas. Sin embargo, el comportamiento durante los 15 años posteriores al incendio es muy similar, lo que sugiere que las formaciones de ambos incendios, en momentos evolutivos similares, presentarán formaciones muy parecidas.

Esta pronunciada tendencia de los incendios de Zuera también podría relacionarse con el comportamiento regenerativo de las especies que se desarrollan durante las primeras etapas en los espacios actualmente ocupados por pinares de *Pinus halepensis*, ya que las zonas actualmente ocupadas por estos pinares en el incendio de Fuentes de Jiloca mostraron tendencias muy similares.

Cabe señalar que este incendio es donde se han identificado más tendencias negativas. Las tendencias negativas del NDVI indican una degradación de la vegetación durante los 15 años posteriores al incendio, lo que podría estar relacionado con procesos de erosión. En este sentido, es importante destacar que el fuego influye en los sistemas edáficos al modificar sus características físicas, químicas y biológicas, y con ello la respuesta hidrológica y erosiva ante las lluvias (Mataix-Solera & Guerrero, 2007; Bodí *et al.*, 2012).

En el caso del incendio de Aliaga, se observan tendencias generalmente bajas. Estas tendencias están relacionadas con las formaciones que se han regenerado, donde predominan especies que por naturaleza son poco vigorosas, lo que resulta en tendencias poco marcadas. De este modo, se observa la influencia de las formaciones regeneradas en los resultados de tendencias. Así, la regeneración de formaciones poco vigorosas, por rápida que sea, resulta en tendencias bajas. En este incendio, la baja evolución general del NDVI durante 15 años, junto con el escaso número de plántulas de pinos y la cobertura del suelo por especies arbustivas y pastizales, indica un cambio hacia una comunidad dominada por vegetación arbustiva de baja estructura.

Por último, sobre el incendio de Seira las tendencias registradas durante los 15 fueron bajas a pesar de que el área está actualmente cubierta por formaciones de frondosas, pinares y bojedales con un denso dosel vegetal. En cierto modo esto se podría justificar por la baja severidad registrada en este incendio. Ya que las formaciones de frondosas, tal y como se ha observado en otros incendios, presentan tendencias elevadas. Además, estudios previos sugieren que las especies de robles generalmente rebrotan rápida y vigorosamente después del fuego bajo una amplia variedad de condiciones (Pausas, 1997), lo que tendría que haber resultado en tendencias pronunciadas.

En resumen, estos resultados han permitido evaluar el estado actual de las comunidades forestales afectadas y su respuesta regenerativa durante los primeros años posteriores al incendio. Además, se ha observado que el estado actual de la vegetación y su regeneración están estrechamente relacionados con las formaciones forestales afectadas y su capacidad reproductiva, los niveles de severidad del fuego, el tiempo transcurrido desde el incendio, los procesos de erosión posincendio y las condiciones climáticas específicas de cada área.

5.3. Impacto del intervalo temporal de las tendencias (+15 años posfuego) y distribución de los valores de severidad

La evolución temporal del NDVI se ha estudiado únicamente para los 15 años posteriores al incendio con el propósito de analizar el comportamiento en los años más inmediatos después del fuego. Además, este intervalo temporal ha sido seleccionado porque permite la comparación de todos los incendios independientemente del año en que ocurrieron. Un periodo superior hubiera impedido realizar el análisis comparativo con los incendios más recientes de Zuera y Aliaga.

Aunque el análisis de este intervalo temporal ha proporcionado resultados satisfactorios, en algunos casos ha sido difícil relacionar estas tendencias con la vegetación actual. Desde el final del análisis de tendencia de los incendios más antiguos hasta el estado actual de las comunidades vegetales han pasado varias décadas, lo que implica que la vegetación que mostró esa evolución del NDVI podría ser diferente en la actualidad debido a su etapa evolutiva. No obstante, extender el estudio de la tendencia hasta la actualidad no habría solucionado este problema por varias razones. Por un lado, el análisis de periodos temporales diferentes habría impedido establecer comparaciones entre incendios. Por otro lado, el NDVI de la vegetación llega a un punto en el que se estabiliza y deja de aumentar, por lo que estudiar un periodo prolongado con valores muy estables implicaría tendencias lineales más suaves, dificultando el análisis de la regeneración entre los diferentes espacios con periodos diferentes.

Por otro lado, es importante señalar el impacto de los valores de severidad en las tendencias posincendio. Las zonas afectadas por una severidad baja presentan un vigor vegetal mayor después del incendio en comparación con las formaciones que se han visto afectadas por una severidad alta. Esto resulta, si hay buena regeneración, en un menor incremento del vigor vegetal durante el proceso de recuperación, y como resultado, las tendencias del NDVI son menores en las áreas menos afectadas. Un buen ejemplo es el incendio de Seira, donde la severidad promedio es moderada y hay zonas con severidad baja. Estas zonas muestran tendencias poco pronunciadas durante los 15 años posteriores, a pesar de presentar un recubrimiento forestal elevado con frondosas, pinares y bojedales, así como valores de LAI elevados que indican una recuperación significativa. Esto demuestra que una baja tendencia en los primeros 15 años después del incendio no siempre implica una regeneración escasa. Por lo tanto, al analizar estos resultados, se ha tenido en cuenta el valor inicial del NDVI.

Esto no significa que los espacios afectados por una severidad alta siempre tengan mayores procesos de recuperación, sino que es crucial considerar el punto de partida del NDVI en este tipo de análisis. A pesar de este sesgo, el método ha permitido obtener resultados satisfactorios sobre zonas afectadas con niveles de severidad similares, pero con comportamientos diferentes durante los 15 años estudiados. Un ejemplo es la comparación entre los incendios de Aliaga y del Pico del Águila. En ambos casos, la severidad es elevada, pero el Pico del Águila muestra tendencias regenerativas altas, mientras que Aliaga no. Esto, junto con otros resultados, ha permitido determinar que la recuperación forestal en Aliaga es escasa, mientras que el Pico del Águila presenta una formación forestal similar a la preexistente, justificando el rápido rebrote.

5.4. Limitaciones derivadas del uso de productos multisensor

En la literatura científica, son numerosos los ejemplos que combinan datos satelitales de diferentes sensores. En este estudio, se han utilizado datos de GeoSAT-2, Landsat y Sentinel-2, lo que ha implicado trabajar con diversas resoluciones espaciales, espectrales y temporales.

Las imágenes de GeoSAT-2 se han utilizado para llevar a cabo un proceso de clasificación digital que permite identificar las comunidades que actualmente ocupan las áreas quemadas. Estos procesos de clasificación se basan en el comportamiento espectral de los píxeles de la imagen, por lo que el número de bandas espectrales puede influir en este proceso. En este caso, las imágenes de GeoSAT-2 presentan únicamente tres bandas en el visible y una en el infrarrojo próximo, lo que resulta en un espectro de reflectividad limitado, a diferencia de otras imágenes como las de Landsat que ofrecen información en diversas franjas del infrarrojo.

Para mejorar la clasificación de las imágenes y reducir la influencia de la baja resolución espectral, se han empleado dos imágenes de satélite de diferentes momentos temporales. Esto introduce la perspectiva fenológica, permitiendo una mejor identificación de determinadas comunidades forestales. Este método, junto con el reducido tamaño del píxel, ha permitido una identificación precisa y de alta calidad. Sin embargo, solo se dispone de estas imágenes para el período de 2021-2023, lo que hace imposible identificar estas formaciones en períodos temporales previos al incendio.

Para la identificación de las formaciones preexistentes, se han utilizado productos derivados del proyecto "PaF" obtenidos a partir de imágenes Landsat, con una resolución espacial de 30 m. Esta resolución desigual implica cierta incertidumbre en la comparación entre las formaciones preexistentes y las actuales. A pesar de ello, se han podido detectar los cambios más destacados en las comunidades, como se muestra en los resultados. Aunque la resolución espacial de Landsat es menor, estos productos ofrecen mejores resultados que otras fuentes de datos, como el Mapa Forestal de España, comúnmente empleado en la identificación de comunidades prefuego.

Los datos obtenidos de la clasificación digital de imágenes de alta resolución espacial y su comparación con las tendencias del NDVI derivadas de Landsat presentan cierta incertidumbre. En algunos casos, se atribuyen tendencias a formaciones cuya evolución temporal es mínima. Un ejemplo de ello son los rodales de pinares no afectados por el fuego en Aliaga, que muestran valores evolutivos altos debido a su reducido tamaño y la presencia de matorrales contiguos. Aunque la resolución espacial de Landsat no permite análisis a escala de detalle, su disponibilidad continua a lo largo de un período prolongado hace que estas imágenes sean las que mejores resultados ofrecen, teniendo en cuenta el tamaño de los espacios analizados.

Esto mismo sucede con los productos LAI obtenidos a partir de imágenes Sentinel-2, con una resolución espacial de 10 m. En este caso, las imágenes Sentinel-2 son las únicas sobre las que se puede utilizar el bioprocesador de SNAP para obtener información con esta resolución espacial. Además, la frecuencia de captura de imágenes ha permitido seleccionar imágenes centrales de cada mes con buena calidad, sin presencia de nubosidad.

Una alternativa a este problema es la degradación del producto obtenido en la clasificación mediante un filtro de moda, para obtener píxeles con una resolución espacial menor que se ajuste al resto de los datos. En el caso de Landsat, esto implicaría degradar 100 veces el tamaño

de los píxeles de GeoSAT-2. Sin embargo, este filtrado no supondría tal pérdida en el caso de las imágenes Sentinel-2, por lo que, para establecer comparaciones más adecuadas, se han utilizado los productos de la clasificación filtrados.

En definitiva, a pesar de los posibles problemas derivados de la utilización de diferentes imágenes, la introducción de estos productos en metodologías similares a las del presente trabajo puede aportar resultados que caractericen las formaciones forestales posfuego desde diferentes puntos de vista.

5.5. Líneas de trabajo futuras

Una posible línea de estudio futuro podría considerar la ampliación de la muestra de incendios representativos, lo cual permitiría obtener una visión más amplia de este tipo de perturbaciones. Además, esta ampliación podría incluir el análisis de nuevas especies y combinaciones de estrategias reproductivas. En este sentido, el análisis también podría centrarse en una única especie vegetal para comprobar su comportamiento en diferentes incendios. Asimismo, sería especialmente enriquecedor introducir otras variables (características climáticas, tratamientos hidrológico-forestales, etc.) que permitan relacionar las diferencias ambientales con diversos comportamientos. Además, la aplicación de modelos mixtos de carácter predictivo podría utilizarse para pronosticar la magnitud de los procesos de regeneración en incendios futuros, constituyéndose en una herramienta de especial interés en el ámbito de la gestión forestal

6. Conclusiones

En este estudio se ha analizado el estado y la trayectoria regenerativa de una serie de incendios representativos en los espacios forestales afectados por el fuego en Aragón, utilizando procesos de clasificación digital, el parámetro biofísico de LAI y la trayectoria temporal del NDVI. Estos métodos han proporcionado resultados satisfactorios para alcanzar los objetivos planteados. En términos generales y a tenor de los resultados obtenidos en este estudio, se puede concluir que:

- En términos metodológicos, el análisis estadístico y la tipología de los incendios han proporcionado un marco sólido para la selección y comparación de los eventos estudiados, contribuyendo así a la comprensión de la variabilidad espacial y temporal de los efectos del fuego en los ecosistemas forestales de Aragón.
- Los resultados han permitido observar una diversidad significativa en la respuesta de la vegetación posfuego, influenciada por factores como la severidad del fuego, la capacidad de regeneración de las especies vegetales y las condiciones ambientales específicas de cada área.
- Los resultados revelan que las formaciones vegetales dominadas por especies con estrategias reproductivas basadas en el rebrote, como los matorrales de garriga mediterránea, muestran una tendencia regenerativa más alta, ocupando nuevamente el espacio quemado en períodos relativamente cortos. En contraste, las especies arbóreas con estrategias frente al fuego de carácter pasivo, como los pinos de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*, experimentan una recuperación más limitada, especialmente en áreas con severidad alta del fuego.

- La combinación de dos imágenes GeoSAT-2, tomadas en diferentes momentos temporales (signatura espectro-temporal; perspectiva fenológica), en el proceso de clasificación digital supervisado ha mejorado la capacidad discriminatoria de Geosat-2, minimizando el hecho de no disponer de bandas en el SWIR.
- En relación con el análisis de la evolución temporal del NDVI, se destaca la importancia de la selección de la longitud del intervalo temporal de análisis. En este caso, el análisis de los primeros 15 años posteriores al incendio ha aportado resultados concluyentes entre los incendios seleccionados. Sin embargo, podría ser especialmente interesante considerar diferentes segmentos, temporales utilizando algoritmos específicos para la caracterización de tendencias (ej., *Timesat*, *Landtrend*). Además, a la hora de utilizar la regresión lineal (métodos de mínimos cuadrados), cabe remarcar la influencia de la severidad del fuego, al ser clave en la determinación del nivel de base de la tendencia regenerativa.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto de I+D+i "Análisis dinámico de la resiliencia de los Paisajes Forestales afectados por el Fuego (PaF) mediante indicadores espectrales multisensor". Por lo tanto, deseo expresar mi profundo agradecimiento a todos los miembros de este proyecto por proporcionarme los materiales necesarios que han sido fundamentales para el desarrollo de este estudio. Especialmente, quiero dirigir mi reconocimiento hacia mi tutor, Fernando, cuya dedicación, orientación y apoyo constante han sido cruciales en cada etapa de este trabajo.

Bibliografía

- Alloza, J.A.; Baeza, M.J.; de la Riva J.R.; Duguy, B.; Echeverría, M.T.; Ibarra, P.; Llovet, J.; Perez-Cabello, F.; Rovira, P. & Vallejo, R. (2006): "A model to evaluate the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems". En: Viegas, D.X. (ed.) Actas de la 5^a Conferencia Internacional sobre Investigación de Incendios Forestales. Ámsterdam: Elsevier, 12.
- Ancira-Sánchez, L. & Treviño, E.J. (2015): "Utilización de imágenes de satélite en el manejo forestal del noreste de México". *Madera y Bosques*, 21(1) pp.77-91.
- Arellano, S.; Vega, J. A.; Rodríguez-Silva, F.; Fernández, C.; Vega-Nieva, D.; Álvarez-González, J. G. & Ruiz-González, A. D. (2017): "Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013". *Revista de Teledetección*, 49 pp. 49-61. DOI:10.4995/raet.2017.7137.
- Baeza, M.J. & Roy, J. (2008): "Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences of wildfire management". *Forest Ecology and Management*, 256, pp. 685–693.
- Badii, M.H.; Castillo, J.; Rositas, J. & Alarcón, G. (2007): "Uso de un método de pronóstico en investigación". pp. 137-155. En: Badii, M.H. & Castillo, J. (eds.). *Técnicas Cuantitativas en la Investigación*. UANL, Monterrey.
- Bodí, M.B.; Cerdá A.; Mataix-Solera, J. & Doerr, S. (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*, 58, pp. 35–55.
- Broncano, M.J.; Retana, J. & Rodrigo, A. (2005): "Predicting the recovery of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* forests after a large wildfire in northeastern Spain". *Plant Ecology* 180, pp. 47–56.
- Cerdà, A. & Robichaud, P. (2009): "Fire Effects on Soils and Restoration Strategies". DOI:10.1201/9781439843338
- Chen, J. M. & Black, T. A. (1992): "Defining leaf area index for non-flat leaves". *Plant, Cell & Environment*, 15 (4), pp. 421-429. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb00992.x>.
- Chuvieco, E. & Martínez-Vega, J. y (2012): "Elaboración de un índice sintético de riesgo de incendios forestales en España peninsular". *Boletín de la R.S.G.*, CXLVIII, pp. 73-94. ISSN: 0210-8577.
- Cuadrat, J.M.; Saz, M.A.; Vicente, S.M. (2007): *Atlas Climático de Aragón*. Servicio de Información y Educación Ambiental. Dirección General de Calidad Ambiental y Cambio Climático. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Zaragoza, pp. 155-166.
- Díaz-Delgado, R.; Lloret, F.; Pons, X. & Terradas, J. (2002): "Satellite evidence of decreasing resilience in mediterranean plant communities after recurrent wildfires". *Ecology*, 83 (8), pp. 2293 – 2303. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2293:SEODRI]2.0.CO;2

- Drusch, M.; Del Bello, U.; Carlier, S.; Colin, O.; Fernandez, V.; Gascon, F.; Hoersch, B.; Isola, C.; Laberinti, P.; Martimort, P.; Meygret, A.; Spoto, F.; Sy, O.; Marchese, F. & Bargellini, P (2012): "Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services". *Remote Sensing Environment*, 120, pp. 25–36.
- Eugenio, M.; Verkaik, I.; Lloret, F. & Espelta, J.M. (2006): "Recruitment and growth decline in *Pinus* populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula)". *Forest Ecology and Management*, 231, pp. 47-54.
- Fernandes, P.M. & Rigolot, E. (2007): "The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.)". *Forest Ecology and Management* 241, pp. 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.010>
- Gao, B.C. (1996): "NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation". *Liquid Water From Space. Remote Sensing of Environment*, 58, pp. 257-266. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3).
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.L., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta, T. & Beguería, S. (2011): "Mediterranean water resources in a global change scenario". *Earth-Science Reviews*, 105, pp. 121-139.
- Gorelick, N.; Hancher, M.; Dixon, M.; Ilyushchenko, S.; Thau, D. & Moore, R. (2017): "Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone". *Remote Sensing of Environment*, 202: pp. 18-27. <https://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Griffiths, P.; Kuemmerle, T.; Baumann, M.; Radloff, V.C.; Abrudan, I. V.; Lieskovsky, J., Munteanu, C.; Ostapowicz, K. & Hostert, P. (2014): "Forest disturbances, forest recovery, and changes in forest types across the carpathian ecoregion from 1985 to 2010 based on Landsat image composites". *Remote Sensing of Environment* 151, pp. 72–88. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.022>
- Habrouk, A.; Retana, J. & Espelta, J.M. (1999): "Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires". *Plant Ecology* 145, pp. 91–99. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009851614885>
- Henry, M.C. & Hope A.S. (1998): "Monitoring post-burn recovery of chaparral vegetation in southern California using multi-temporal satellite data". *International Journal of Remote Sensing* 19, pp. 3097–3107.
- Huete, A. R. (1988): "A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI)". *Remote Sensing of the Environment*, 25, pp. 295-309. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X).
- Ibarra, P.; Nieto, V.; Echeverría, Mª T.; Lozano, MªV.; Albero, Mª J.; Julián, A. & Peña, J.L., (2013): "La diversidad paisajística de Aragón. Utilidad de la cartografía de Paisaje a escala regional para el conocimiento, planificación y gestión del territorio". *Actas del XXIII Congreso de Geógrafos Españoles AGE. Espacios insulares y de frontera. Una visión geográfica*, pp. 597-607
- Instituto Geográfico Nacional. (2021). Cobertura Nacional VHR 2021-22—Documento explicativo de la cobertura en España con productos GeoSAT-2.

- Jiménez, A.; Pérez-Cabello, F. & Montorio, R. (2016): "Niveles de LAI/fPAR en superficies afectadas por incendios forestales en Aragón. Análisis mediante el producto MCD15A2 DE MODIS". *Pirineos*, 171. DOI: <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2016.171003>
- Keeley, J.E. (1986): "Resilience of mediterranean shrub communities to fires". En: Dell, B.; Hopkins, A.J.M.; Lamont, B.B. (eds.). W Junk, Dordrecht, The Netherlands, pp. 95-112.
- Landis, J.R. & Koch, G.G. (1977): "The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data". *Biometrics*, 33(1), pp. 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Longares, L. A. (2004): "Variedad biogeográfica del territorio aragonés". En J.L. Peña Monné, L.A. Longares Aladrén y M. Sánchez Fabre (eds.), *Geografía Física de Aragón: Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico. Zaragoza. ISBN:84-96214-29-X.
- Martín-Alcón, S. & Coll, L. (2016): "Unraveling the relative importance of factors driving post-fire regeneration trajectories in non-serotinous *Pinus nigra* forests". *Forest Ecology and Management* 361, pp. 13-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.006>
- Martínez, S.; Chuvieco, E.; Aguado, I. & Salas, J. (2017). "Severidad y regeneración en grandes incendios forestales: análisis a partir de series temporales de imágenes Landsat". *Revista de Teledetección*, 49, pp. 17-32. DOI:<https://doi.org/10.4995/raet.2017.7182>
- Mataix-Solera, J. & Guerrero, C. (2007): "Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas". En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, pp. 5-40.
- Mateos-Aparicio, G. (2011): "Partial least squares (PLS) methods: Origins, evolution, and application to social sciences". *Communications in Statistics – Theory and Methods*, 40 (13), pp. 2305-2317.
- Miller, J.D. & 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, pp. 66- 80. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006>
- Mitchell, A. y Scott, L. (2021): "The Esri Guide to GIS Analysis, Volume 2: Spatial Measurements and Statistics, second edition". ESRI Press, Redlands. ISBN: 9781589486089
- Ordóñez, J.L.; Molowny-Horas, R. & Retana J. (2006): "A model of the recruitment of *Pinus nigra* from unburned edges after large wildfires" *Ecological Modelling*, 197, pp. 405-417. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.027>
- Pausas, J.G. & Vallejo, R. (1999): "The role of fire in European Mediterranean Ecosystems". En: Chuvieco, E. (ed.) *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Berlin: Springer, pp. 3–16
- Pausas J.G. (1997): "Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire". *Journal of Vegetation Science* 8, pp. 703-706. DOI: <https://doi.org/10.2307/3237375>
- Pausas, J.G. (2012): "Incendios Forestales. Una visión desde la Ecología". Madrid: CSIC. Catarata. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.05.033>

- Pearson, K. (1900): "On a criterion that a given system of deviations from the probable in the case of correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling". Philosophical Magazine, 50, pp. 157-75. <https://doi.org/10.1080/14786440009463897>
- Peña, J.L. & Lozano, M.V. (2004): "Las unidades del relieve aragonés". En J.L. Peña Monné, L.A. Longares Aladrén y M. Sánchez Fabre (eds.), Geografía Física de Aragón: Aspectos generales y temáticos. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico. Zaragoza. ISBN:84-96214-29-X.
- Ramos, M. & Soares, R. (2004): "Análisis comparativo entre los incendios forestales en Monte Alegre, Brasil y Pinar del Río, Cuba". Floresta. 34(2), pp. 101-110.
- Richards, J.A. (1999): "Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction". Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 240. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-03978-6>
- Rivas-Martínez, S. (1987): "Memoria del mapa de series de vegetación de España". ICONA. Madrid.
- Tanase, M.; de la Riva, J. & Pérez-Cabello, F. (2011): "Estimating burn severity at the regional level using optically based indices". Canadian Journal of Forest Research, 41, pp. 863–872. <https://doi.org/10.1139/x11-011>
- Trabaud, L. (1987): "Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems". En: Tenhunen, J.D.; Catarino, F.M.; Lange, O.L.; Oechel, W.C. (eds.) Plan Response to Stress. Springer, Berlin, Germany, pp. 607-621.
- Treviño, E. J. (2001): "Estratificación de la información en el procesamiento digital de imágenes de satélite aplicado a la cartografía de los bosques Pinus cembroides". Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía, UNAM, 44, pp. 54-63.
- Vallejo R.; Serrasolses, I.; Alloza, J.A & Baeza, M. (2009): "Long-term restoration strategies and techniques". En: Cerdá A. y Robichaud P. (eds.) Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. Enfield: Science Publishers, pp. 373–398.
- Van Leeuwen, W.J.; Casady, G.M.; Neary, D.G.; Bautista, S.; Alloza, J.A.; Carmel, J.; Wittenberg, L.; Malkinson, D. & Orr, B.J. (2010): "Monitoring post-wildfire vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel". International Journal of Wildland Fire 19(1). DOI: 75-93 <https://doi.org/10.1071/WF08078>
- Vicente-Serrano, S.M; Pérez-Cabello, F. & Lasanta, T. (2011): "*Pinus halepensis* regeneration after a wildfire in a semiarid environment: assessment using multitemporal Landsat images". International Journal of Wildland Fire, 20, pp. 195–208.
- Viedma, O.; Melia, J.; Segarra, D & García-Haro, J., (1997): "Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using Landsat TM data". Remote Sensing of Environment, 61, pp. 383-398. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00048-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00048-5).
- Wagtendonk, J.W.; Root, R.R. & Key, C.H. (2004): "Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity". Remote Sensing of Environment 92, pp. 397-408.

Wilson, R. T. (2013): "Py6S: A Python interface to the 6S radiative transfer model". Computers & Geosciences, 51, pp. 166-171

Wulder, A.M.; Roy, D.P.; Radeloff, V.C.; Loveland, T.R.; Anderson, M.C.; Johnson, D.; Healey, S.; Zhu, Z.; Scambos, T.A.; Pahlevan, N.; Hansen, M.; Gorelick, N; Crawford, C.J.; Masek, J.; Hermosilla, T; White, J.C.; Belward, A.S.; Schaaf, C.; Woodcock, C.E.; Huntington, J.L.; Lymburner, L.; Hostert, P.; Gao, F.; Lyapustin, A.; Pekel, J.; Strobl, P & Cook, B.D. (2022): "Fifty years of Landsat science and impacts". Remote Sensing of Environment, 280, pp. 2-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113195>

Xuan, G.; Zhang, W. & Chai, P. (2001). "EM algorithms of Gaussian mixture model and hidden Markov model". Proceedings 2001 International Conference on Image Processing. Thessaloniki, Greece, pp. 145-148 vol.1, DOI: 10.1109/ICIP.2001.958974.