

ESTUDIO PARA LA EVALUACIÓN TÉCNICA DE LOS EFECTOS DEL FUEGO EN LOS TERRENOS FORESTALES AFECTADOS POR EL INCENDIO DE LA SIERRA OESTE DE JULIO DE 2026

Septiembre 2026

Índice

1 Introducción.....	4
2 Antecedentes.....	4
3 Alcance 1: En toda la superficie del incendio.....	5
3.1 Mapa de modelización del relieve (MDT) y mapa de pendientes.....	5
3.2 Análisis de severidad (dNBR).....	6
3.2.1.1 Metodología de validación.....	7
Imagen de referencia y muestreo.....	7
Fotointerpretación ciega y consenso.....	7
Análisis estadístico.....	7
3.2.1.2 Resultados de la validación.....	8
Concordancia entre intérpretes.....	8
Matriz de confusión y exactitud del dNBR elaborado.....	8
Áreas ajustadas por error.....	8
Síntesis.....	9
3.3 Índice de salud de la vegetación.....	9
3.4 Análisis de riesgos hidrológicos.....	10
La modificación del factor C en estudios post-incendio.....	11
Coeficiente de compacidad (Kc).....	12
Densidad de drenaje (Dv).....	12
3.5 Análisis de peligrosidad de las cuencas.....	13
4 Alcance 2: en los montes gestionados por la Comunidad de Madrid (Montes de Utilidad Pública y monte consorciado).....	17
4.1 Inventario.....	17
4.2 Rodalización.....	18
4.3 Cálculo de fajinas y albarradas.....	19
Cálculo del volumen de madera necesario para la construcción de fajinas.....	19
Cálculo de los cursos de agua.....	19
Cálculo del volumen de madera necesario para la construcción de albarradas.....	20
Cálculo del volumen de madera disponible para la construcción de fajinas y albarradas.....	20
Cálculo del volumen de madera disponible para la construcción de albarradas.....	22
5 Alcance 3: En la superficie de montes no gestionados por la Comunidad de Madrid que cuenten con documento de planificación forestal.....	23
5.1 Inventario.....	23
5.2 Individualización.....	24

Configuración del proceso.....	25
Asignación de especies a los pies detectados.....	26
5.3 Fracción de cabida cubierta.....	26
5.4 Modelo digital de altura de vegetación en el estrato de ribera.....	26
6 Alcance 4: Resto de superficie forestal no gestionada.....	26
7 Referencias.....	27
8 Anexo I. Inventario LIDAR.....	28
Evaluación de la calidad y diagnosis de los modelos.....	28
9 Anexo II. Informe de pérdidas de suelo.....	34

1 Introducción

La presente memoria recoge la metodología empleada y los resultados obtenidos en el **estudio técnico de los efectos del fuego en los terrenos forestales afectados por el Incendio Forestal Sierra Oeste de julio de 2026**, trabajo realizado para la Dirección General de Biodiversidad y Gestión Forestal de la Comunidad de Madrid (Área de Conservación de Montes, Consejería de Medio Ambiente, Agricultura e Interior).

El estudio responde a la necesidad de disponer, con la mayor rapidez posible, de una **evaluación técnica de la afección** que sirva de base a la planificación de las actuaciones de restauración de emergencia. Su finalidad última es proporcionar a los técnicos gestores la información cartográfica y cuantitativa necesaria para valorar la gravedad del daño, rodalizar el territorio y priorizar las primeras labores de restauración, dirigidas a garantizar la seguridad de personas y bienes, a controlar la erosión del suelo, a minimizar el riesgo de propagación de plagas hacia las masas no afectadas y a favorecer la regeneración natural de la vegetación.

El trabajo se ha desarrollado fundamentalmente mediante **teledetección y análisis en sistemas de información geográfica**, a partir de imágenes del satélite Sentinel-2 (Programa Copernicus), datos LiDAR del PNOA, imágenes de muy alta resolución del satélite Pléiades Neo e información cartográfica de referencia. Todos los análisis se han realizado sobre la superficie forestal comprendida dentro del perímetro del incendio, en el sistema de referencia EPSG:25830 (ETRS89 / UTM huso 30N).

En esta memoria se documentan de forma clara y trazable las fuentes de datos, los procedimientos de cálculo y los criterios de clasificación aplicados en la elaboración de cada una de las capas del estudio, con el objetivo de que los resultados sean reproducibles y técnicamente defendibles. El desarrollo pormenorizado de determinadas tareas se recoge en los anexos correspondientes, a los que se remite en cada apartado.

2 Antecedentes

Entre los días **23 y 28 de julio de 2026** se produjo en el oeste de la Comunidad de Madrid y en las provincias limítrofes de Ávila y Toledo una situación de extraordinaria gravedad derivada de varios incendios forestales. Los focos declarados inicialmente en Villa del Prado, San Martín de Valdeiglesias y Almorox se fusionaron en un único gran incendio, denominado **Incendio Forestal Sierra Oeste**, cuya magnitud motivó la declaración de emergencia de interés nacional (Orden INT/748/2026, de 23 de julio; BOE de 24 de julio).

La superficie conjunta afectada se aproximó a las **80.000 hectáreas**, lo que lo sitúa como el incendio de mayor extensión registrado en España desde que se dispone de datos. De esa superficie, aproximadamente **27.100 hectáreas** se localizan en la Comunidad de Madrid, ámbito del presente estudio.

El incendio afectó a montes de titularidad tanto pública como privada. Entre los primeros resultaron gravemente afectados **once Montes de Utilidad Pública** —con una superficie del orden de 7.520 hectáreas— situados en los términos municipales de Villa del Prado, San Martín de Valdeiglesias, Pelayos de la Presa, Navas del Rey, Robledo de Chavela y Fresnedillas de la Oliva, así como un monte gestionado mediante consorcio. La superficie privada afectada incluye tanto fincas dotadas de documento de planificación forestal (proyecto de ordenación o plan técnico) como numerosas parcelas sin obligación de contar con dicho instrumento.

El territorio afectado presenta un **elevado valor natural**. Buena parte de la superficie quemada se integra en los espacios protegidos de la Red Natura 2000 —la ZEC ES3110007 «Cuencas de los ríos Alberche y Cofio» y la ZEPA ES0000056 «Encinares del río Alberche y río Cofio»—, que albergan especies de aves singulares como el águila imperial ibérica, el águila real, el buitre negro, el águila azor perdicera, la cigüeña negra y el cernícalo primilla. El incendio afectó a unas 26.860 hectáreas de estos espacios, que se rigen por el Plan de Gestión aprobado mediante el Decreto 26/2017, de 14 de marzo.

Desde el punto de vista físico, la zona se caracteriza por una gran variabilidad en pendientes, afloramientos rocosos y pedregosidad, y por la diversidad de formaciones vegetales afectadas: pinares de pino piñonero y de pino resinero, encinares, fresnedas, masas mixtas y matorrales de jara y retama, entre otras. En el interior del perímetro se encuentran, además, los embalses de San Juan y de Picadas, y la emergencia obligó a establecer restricciones y cortes en numerosos ejes de la red autonómica de carreteras.

La restauración completa de la estructura, la biodiversidad y las funciones ecológicas de los montes afectados requerirá varias décadas. No obstante, la extensión y la gravedad del incendio hacen necesario acometer con carácter prioritario una serie de actuaciones de emergencia, cuya planificación eficiente exige un conocimiento detallado y homogéneo del grado de afección. La generación de esa información —evaluación de la severidad, caracterización fisiográfica y de la vegetación, inventario de existencias, análisis de riesgos hidrológicos y rodalización del territorio— constituye el objeto del presente estudio, del que esta memoria describe la metodología seguida.

3 Alcance 1: En toda la superficie del incendio

3.1 Mapa de modelización del relieve (MDT) y mapa de pendientes

La caracterización del relieve constituye la base geométrica del conjunto de análisis posteriores, ya que la pendiente es una variable determinante tanto en la respuesta hidrológica de las laderas como en el riesgo de erosión y en el dimensionamiento de las actuaciones de restauración.

Como fuente de datos se emplearon los datos del **tercer vuelo LiDAR del PNOA** (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) (Tabla 1) , descargados del Centro de Descargas del CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/>).

Tabla 1. Características Técnicas de los datos LiDAR del PNOA (IGN-CNIG) empleados

Cobertura	Lote	Fecha	Densidad nominal (puntos/m2)	Exactitud XY	Exactitud Z
PNOA3	MAD	2024	5	RMSE ≤ 0,25 m	RMSE ≤ 0,10 m

A partir de la nube de puntos clasificada, filtrando los retornos correspondientes al terreno (clase «suelo»), se generó el **modelo digital del terreno (MDT)** mediante interpolación a una resolución de **5 m/píxel**, en el sistema de referencia EPSG:25830 (ETRS89 / UTM huso 30N). Sobre el MDT se calculó el **mapa de pendientes** mediante el software de análisis QGIS, expresado en porcentaje y con la misma resolución. El resultado se elaboró en dos formatos complementarios:

- **Formato ráster**, con el valor continuo del porcentaje de pendiente en cada celda del terreno (capa **Pendientes05.tif**).
- **Formato vectorial**, obtenido por reclasificación del ráster en cuatro rangos de pendiente y posterior vectorización, que facilita la interpretación cartográfica y el cruce con otras variables temáticas en cálculos posteriores (capa **Pendientes05_vect.gpkg**).

Los rangos adoptados (Tabla 2) responden a umbrales de uso habitual en restauración hidrológico-forestal, en los que la pendiente condiciona el tipo y cantidad de actuaciones de control de la erosión así como la facilidad de mecanización del terreno.

Tabla 2. Rangos de clasificación del mapa de pendientes.

Rango de pendiente	Interpretación general
< 20 %	Terreno llano a ondulado
20 – 30 %	Pendiente moderada
30 – 40 %	Pendiente acusada
> 40 %	Pendiente muy acusada

3.2 Análisis de severidad (dNBR)

Para evaluar los distintos grados de afección ocasionados por el fuego se ha empleado la **Relación de Quema Normalizada Diferenciada** (*Differenced Normalized Burn Ratio*, **dNBR**). El índice NBR combina las bandas del infrarrojo cercano (NIR) y del infrarrojo de onda corta (SWIR); la diferencia entre los valores previos y posteriores al incendio permite obtener el dNBR. Las imágenes empleadas proceden del satélite **Sentinel-2** (nivel de procesamiento 2A, reflectividad en superficie), del **Programa Copernicus** de la Unión Europea. Para cubrir las situaciones anterior y posterior al incendio se han utilizado, respectivamente, las imágenes de los días **16 y 29 de julio de 2026**, seleccionadas por su proximidad temporal al evento.

Valores elevados de dNBR indican una mayor severidad del daño causado por el incendio, mientras que valores bajos o negativos pueden asociarse a zonas con escaso impacto o con procesos de regeneración post-incendio.

El resultado se clasificó según los intervalos recomendados por la [Plataforma de las Naciones Unidas para la Información Espacial para la Gestión de Desastres y la Respuesta ante Emergencias \(UN-SPIDER\)](#), derivados a su vez de la propuesta del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), que se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Umbrales de clasificación de la severidad según dNBR (UN-SPIDER / USGS).

Nivel de severidad	Rango dNBR ($\times 10^3$)	Rango dNBR (sin escalar)
Regeneración realzada, alta (post-incendio)	-500 a -251	-0,500 a -0,251
Regeneración realzada, baja (post-incendio)	-250 a -101	-0,250 a -0,101
No quemado	-100 a +99	-0,100 a +0,099
Severidad baja	+100 a +269	+0,100 a +0,269
Severidad moderada-baja	+270 a +439	+0,270 a +0,439
Severidad moderada-alta	+440 a +659	+0,440 a +0,659
Severidad alta	+660 a +1300	+0,660 a +1,300

En la cartografía elaborada se ha prescindido de las dos primeras categorías (regeneración realizada), dado que, por la inmediatez del trabajo respecto al evento, carecen de sentido interpretativo en este contexto.

La cartografía de severidad elaborada se presenta en dos capas:

- **Formato ráster:** capa **Severidad10_dNBR_AOI_incendio.tif**, de 10m de resolución con los valores del cálculo dNBR anteriormente detallados.
- **Formato vectorial:** capa **Severidad10_dNBR.gpkg**, con la clasificación detallada en la tabla 3

3.2.1 Validación de la clasificación de severidad.

3.2.1.1 Metodología de validación

El análisis de severidad fue posteriormente validado mediante fotointerpretación. Como fuente de verdad-terreno se utilizó una imagen del satélite Pléiades de 30cm/píxel de resolución, que permite discriminar visualmente los elementos determinantes de la severidad (grado de consumo de copa, proporción de suelo mineral expuesto, presencia de ceniza y supervivencia de la vegetación) con un detalle muy superior al del píxel con el que se calculó el dNBR.

Imagen de referencia y muestreo

La validación de un mapa categórico no puede apoyarse en una malla regular, ya que las clases minoritarias quedarían representadas por muy pocas observaciones. Se adoptó por ello un muestreo aleatorio estratificado, tomando cada clase de severidad como estrato, siguiendo las buenas prácticas de Olofsson et al. (2014). Se seleccionaron 300 puntos con igual representación de las cinco clases (60 puntos por clase), lo que garantiza precisión suficiente en los indicadores de exactitud de todas las clases, incluidas las de mayor severidad, minoritarias en superficie pero críticas para la evaluación del riesgo.

Fotointerpretación ciega y consenso

La fotointerpretación se realizó de forma **ciega** respecto a la clase asignada por el dNBR, de modo que la decisión del intérprete no pudiera verse condicionada por el resultado que se pretende validar. Los 300 puntos fueron interpretados de forma independiente por tres intérpretes mediante una aplicación específicamente desarrollada para la evaluación, que presenta a cada observador las imágenes Pléiades correspondientes a cada punto y registra su clasificación.

Para reducir el sesgo individual, la severidad de referencia de cada punto se calculó mediante la mediana de las tres asignaciones, medida que respeta el orden de las clases y resuelve de forma coherente los escasos casos de desacuerdo total.

Análisis estadístico

Se evaluaron dos aspectos complementarios. En primer lugar, la concordancia entre los tres intérpretes, mediante el coeficiente kappa de Fleiss (nominal y con ponderación ordinal lineal y cuadrática). En segundo lugar, la exactitud del mapa dNBR frente al consenso, mediante la matriz de confusión y las exactitudes global, del usuario (fiabilidad) y del productor ponderadas por el área real de cada clase, con intervalos de

confianza al 95 %, según el marco de Olofsson et al. (2014). Este marco proporciona además una estimación del área real de cada clase corregida por los errores de clasificación (áreas ajustadas).

3.2.1.2 Resultados de la validación

Concordancia entre intérpretes

La concordancia entre los tres intérpretes fue muy elevada. Los tres coincidieron plenamente en el 66,0 % de los puntos y hubo acuerdo mayoritario (al menos dos de tres) en el 98,7 %; únicamente el 1,3 % de los puntos (4 de 300) presentaron desacuerdo total. El kappa de Fleiss ponderado alcanzó 0,846 (lineal) y 0,934 (cuadrático), en el rango de concordancia muy buena. Estos valores acreditan que la referencia de consenso es estable y fiable, por lo que las discrepancias observadas frente al dNBR elaborado reflejan el comportamiento del dNBR y no la subjetividad de la fotointerpretación.

Matriz de confusión y exactitud del dNBR elaborado

La matriz de confusión (tabla 4) enfrenta la clase asignada en el dNBR elaborado (filas) al consenso de referencia (columnas). La diagonal (sombreada) recoge los aciertos.

Tabla 4. Matriz de confusión (conteos de la muestra, $n = 300$). Filas: severidad dNBR; columnas: consenso de referencia.

Mapa \ Ref.	0	1	2	3	4	Total
Clase 0	59	1	0	0	0	60
Clase 1	6	49	5	0	0	60
Clase 2	0	3	45	12	0	60
Clase 3	0	0	11	37	12	60
Clase 4	1	0	1	35	23	60
Total	66	53	62	84	35	300

La exactitud global ponderada por área fue de 0,767 (IC 95 %: 0,720–0,813), un valor alto. El acuerdo con tolerancia de una clase (es decir, admitiendo diferencias de un solo nivel de severidad) alcanzó el 99,3 % de los puntos, lo que indica que prácticamente no existen errores graves de clasificación.

Las clases baja, moderada y, sobre todo, no quemada se cartografiaban con exactitud alta. El comportamiento se degrada de forma progresiva en las clases de mayor severidad: la exactitud del usuario (fiabilidad de las etiquetas asignadas en la clasificación de dNBR) desciende hasta 0,617 en la clase alta y 0,383 en la muy alta. El patrón dominante de error, visible en la matriz, es la confusión entre las clases 3 y 4: de los 60 puntos que el mapa clasifica como severidad muy alta, el consenso considera que 35 corresponden en realidad a severidad alta. Es decir, el dNBR tiende a sobreclasificar como muy alta parte de la severidad que los intérpretes valoran como alta. En conjunto, el mapa coincide exactamente con el consenso en 213 de los 300 puntos, sobreclasifica en 57 y subclasifica en 30.

Áreas ajustadas por error

La corrección de las superficies por los errores de clasificación (Tabla 5) matiza el impacto real de estas confusiones. A pesar de la baja fiabilidad puntual de las clases

altas, las áreas ajustadas se mantienen relativamente próximas a las mapeadas, porque los errores entre las clases 3 y 4 se compensan parcialmente entre sí.

Tabla 5. Superficie mapeada frente a superficie ajustada por error (Olofsson et al., 2014). Los intervalos de confianza reflejan la incertidumbre de la estimación.

Clase	Área mapeada (px)	Área ajustada ± IC 95 % (px)	Δ
0 – No quemado	616.950	679.531 ± 57.277	+10 %
1 – Baja	695.078	614.485 ± 82.276	-12 %
2 – Moderada	731.119	705.934 ± 107.994	-3 %
3 – Alta	525.359	587.644 ± 102.266	+12 %
4 – Muy alta	201.340	182.252 ± 59.155	-9 %

La superficie de severidad alta (clase 3) estaría ligeramente subestimada por el mapa (en torno a un 12 %) y la de muy alta (clase 4), ligeramente sobrestimada (en torno a un 9 %), si bien ambas desviaciones quedan dentro o muy cerca de sus intervalos de confianza. La superficie total afectada por severidades altas (clases 3 y 4 conjuntamente) apenas varía entre el mapa y la estimación ajustada.

Síntesis

El procedimiento de validación —muestreo aleatorio estratificado, fotointerpretación ciega, consenso de tres intérpretes y análisis ponderado por área— cumple los estándares metodológicos exigibles. Los resultados avalan la capa de severidad dNBR como base para los análisis posteriores: la fotointerpretación es muy consistente entre observadores, la exactitud global es alta (0,767) y los errores residuales se limitan casi por completo a confusiones entre clases de severidad contiguas, sin errores graves. La única cautela reseñable es la menor fiabilidad puntual en la distinción entre severidad alta y muy alta; no obstante, dado que las áreas ajustadas de ambas clases se mantienen próximas a las cartografiadas, el efecto sobre los productos derivados de la evaluación resulta limitado.

3.3 Índice de salud de la vegetación

Tras un incendio, el seguimiento del estado de la cubierta vegetal es un indicador clave tanto de la afección directa del fuego como de la capacidad de regeneración del ecosistema. Para su evaluación se ha empleado el **Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index)**, uno de los índices de vegetación más contrastados y de uso más extendido en teledetección.

El NDVI se fundamenta en el comportamiento espectral característico de la vegetación sana: los pigmentos fotosintéticos (principalmente la clorofila) absorben fuertemente la radiación en la región del **rojo (R)**, mientras que la estructura celular del mesófilo foliar refleja intensamente en el **infrarrojo cercano (NIR)**. El índice combina ambas bandas mediante la expresión:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Sus valores se sitúan en el rango [-1, +1]: los valores próximos a cero o negativos corresponden a suelo desnudo, roca, superficies construidas o láminas de agua, mientras

que los valores altos y positivos indican una cubierta vegetal densa y fotosintéticamente activa. De este modo, el índice ofrece una medida indirecta pero robusta de la cantidad y el vigor de la biomasa verde presente en cada punto del terreno.

El cálculo se ha realizado a partir de la imagen **Sentinel-2** del 29 de julio con resolución espacial de 10 m/píxel. La imagen se seleccionó buscando una fecha lo más próxima posible al evento y con mínima cobertura nubosa, con el fin de reflejar el estado de la vegetación inmediatamente posterior al incendio y minimizar la interferencia atmosférica.

El resultado continuo de NDVI se ha reclasificado en cuatro categorías cualitativas de estado vegetal (Tabla 6), según umbrales ampliamente utilizados en evaluaciones de incendios forestales (capa **Salud_veg10.gpkg**).

Tabla 6. Clasificación del NDVI y su interpretación en términos de salud vegetal.

Valor del NDVI	Interpretación
$\leq 0,20$	Vegetación muerta
0,21 - 0,33	Vegetación enferma
0,34 - 0,66	Vegetación sana
$> 0,67$	Vegetación muy sana

En el contexto post-incendio, las dos primeras clases (vegetación muerta y enferma) permiten delimitar las zonas donde la **cubierta vegetal ha resultado más gravemente dañada o eliminada**, que se corresponden en general con las áreas de mayor severidad y, por tanto, con las de mayor prioridad de actuación frente a la erosión. Las clases de vegetación sana y muy sana identifican los **rodales que han conservado su cubierta**, que actúan como zonas de menor riesgo y como posibles focos de recolonización natural del área quemada.

Conviene señalar que el NDVI presenta algunas limitaciones que deben tenerse en cuenta en la interpretación: tiende a saturarse en cubiertas de biomasa muy densa (Huete, 1997; Mutanga, 2004) y su valor puede verse afectado por la presencia de suelo desnudo y sombras (Huete, 1988), factores especialmente relevantes en las primeras semanas tras el incendio, cuando la exposición de suelo y cenizas altera la respuesta espectral de la superficie (Smith et al., 2010). Por ello, este índice debe leerse de forma complementaria a la cartografía de severidad (dNBR), y no como sustituto de esta.

3.4 Análisis de riesgos hidrológicos

El análisis de riesgos hidrológicos comprende la modelización de la **erosión**, la **escorrentía** y la **peligrosidad** asociada. Tanto en el cálculo del riesgo de erosión como en el de escorrentía, el valor de cada celda depende de la **cuenca vertiente** acumulada hasta ella. Por ello, el área de interés no puede limitarse al perímetro del incendio, sino que debe extenderse hasta las divisorias de las cuencas que drenan hacia dicho perímetro.

3.4.1 Delimitación del área de interés

Para delimitar la zona de interés se partió del mapa de cuencas hidrográficas de la Comunidad de Madrid, disponible en el portal del Ministerio para la Transformación

Digital y de la Función Pública (datos.gob.es), seleccionando aquellas cuencas cortadas por el perímetro del incendio en algún punto (capa **Cuencas_hidrograficas.gpkg**).

Este procedimiento reveló la existencia de **dos subcuencas** en el suroeste del área de estudio, pertenecientes a la provincia de Toledo. Su delimitación se llevó a cabo mediante herramientas nativas de QGIS que operan sobre el MDT para determinar el área de drenaje, incorporándolas al resto del área de interés.

3.4.2 Riesgo de erosión (modelo RUSLE)

El mapa de riesgo de erosión se ha obtenido mediante el modelo **RUSLE** (*Revised Universal Soil Loss Equation*), a partir de un flujo de trabajo automatizado por föra que integra múltiples fuentes de datos geoespaciales de acceso abierto:

- Cartografía oficial de erosividad (MITECO).
- Propiedades edáficas globales (SoilGrids 250 m).
- Modelos digitales de elevación (PNOA-MDT05).
- Imágenes satelitales multiespectrales (Sentinel-2 L2A).

El modelo RUSLE estima la pérdida de suelo como el producto de seis factores (erosividad de la lluvia **R**, erodibilidad del suelo **K**, longitud y pendiente de la ladera **LS**, cobertura vegetal **C** y prácticas de conservación **P**). El desarrollo metodológico completo del cálculo, con las fuentes, ecuaciones y resultados de pérdida de suelo, se recoge en el **Anexo II**. En este apartado se desarrolla únicamente el tratamiento del factor de cobertura vegetal, por ser el elemento clave que diferencia una evaluación de erosión post-incendio de una evaluación en condiciones normales.

La modificación del factor C en estudios post-incendio

De los factores que intervienen en la ecuación RUSLE, el factor **C** —que expresa el grado de protección que la cubierta vegetal ejerce sobre el suelo frente a la energía erosiva de la lluvia— es el único que se ve alterado de forma súbita y drástica por el incendio. Los factores **R**, **K**, **LS** y **P** dependen del clima, del tipo de suelo, de la topografía y de las prácticas de manejo, magnitudes que permanecen esencialmente constantes en el corto plazo tras el fuego. Por el contrario, la cubierta vegetal —que en condiciones normales intercepta las gotas de lluvia, reduce la energía cinética del impacto sobre el suelo, frena la escorrentía superficial y sujeta las partículas mediante el sistema radicular— resulta parcial o totalmente eliminada por el incendio. En consecuencia, **la correcta caracterización del factor C en la situación posterior al fuego es el elemento determinante de todo el análisis: es la variable que traduce la afección del incendio en un incremento cuantificable del riesgo de erosión.**

Esta pérdida de protección tiene un efecto directo y bien documentado sobre las tasas de erosión. La eliminación de la cubierta deja el suelo expuesto al impacto directo de la lluvia, favorece el sellado superficial y el desarrollo de escorrentía, y puede verse agravada por la aparición de propiedades de repelencia al agua (hidrofobicidad) inducidas por el calentamiento del suelo. Como resultado, las tasas de erosión pueden incrementarse notablemente durante el periodo posterior al incendio, con gran variabilidad según la severidad, la pendiente y el régimen de lluvias (Shakesby y Doerr, 2006; Shakesby, 2011). Por ello, para valorar correctamente el riesgo real y obtener un criterio con el que priorizar las actuaciones de emergencia, es necesario emplear un valor de C correspondiente a la situación post-incendio.

Para reflejar esta nueva condición, el factor C se ha calculado a partir del índice **NDVI** derivado de la imagen **Sentinel-2** del **29 de julio** mencionada en el apartado 3.3 relativo al estudio de la salud vegetal post-incendio. El uso de una imagen post-incendio permite que las zonas donde la cubierta ha sido eliminada o gravemente dañada reciban valores de C elevados —próximos a los del suelo desnudo—, trasladando así al modelo el incremento efectivo de la susceptibilidad del terreno a la erosión (capa **A_rusle_actual.tif**).

3.4.3 Escorrentía y riesgo de crecida

Se ha estudiado el potencial de riesgo de crecida a partir de dos parámetros morfométricos de cuenca: el **coeficiente de compacidad (Kc)** y la **densidad de drenaje (Dv)**.

Coeficiente de compacidad (Kc)

Se basa en la comparación con una cuenca ideal de forma circular, con sus cauces dispuestos radialmente y desembocando en el punto central (López Cadenas de Llano, 1998). Cuando el valor de Kc tiende a 1, la cuenca presenta una forma casi circular: las crecidas tienden a coincidir, ya que los tiempos de concentración de los distintos puntos de la cuenca son similares. El tiempo de concentración es la duración necesaria para que una gota de agua caída en el punto más alejado de la cuenca alcance el punto de salida o desembocadura. En cuencas muy alargadas, el valor de Kc supera 2.

$$Kc = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$$

Donde:

P = perímetro de la cuenca (km).

A = área de la cuenca (km²).

Densidad de drenaje (Dv)

Indica la relación entre la longitud total de los cursos de agua —irregulares y regulares— de la cuenca y su superficie total; expresa la capacidad de desalojar un volumen de agua dado (López Cadenas de Llano, 1998). Los valores mínimos se asocian a regiones con materiales de suelo poco erosionables, baja cubierta vegetal y pendientes suaves, mientras que los valores altos indican que las precipitaciones inciden rápidamente sobre las descargas de los ríos, características de regiones con suelos impermeables y pendientes fuertes.

$$Dv = \frac{\sum L}{A}$$

Donde:

L = longitud de los cursos de agua (km).

A = área de la cuenca (km²).

Para el cálculo de la densidad de drenaje, la longitud de los cursos de agua se ha tomado de la capa BTN_U_Madrid.gpkg, disponible en el Centro de Descargas del CNIG (centrodedescargas.cnig.es).

El mapa de escorrentía se obtiene como resultado del cruce de ambos parámetros (Kc y Dv), estableciendo cuatro categorías de riesgo de acuerdo con los valores mostrados en la Tabla 7 y que se recogen en la capa **Escorrentia.gpkg**.

Tabla 7: umbrales de cruce Kc × Dv y las cuatro categorías de riesgo de escorrentía.

		Kc			
		Cuencas propensas a la conservación > 1,7	Baja 1,50 – 1,70	Mediana 1,25 – 1,49	Alta 1 – 1,24
Dv	Bajo < 1,5	1	1	2	3
	Medio 1,51 – 2,5	1	2	3	4
	Alto 2,51 - 3	2	3	4	4
	Muy Alto > 3	3	4	4	4

3.5 Análisis de peligrosidad de las cuencas

La peligrosidad se ha calculado como un índice único por subcuenca. El procedimiento adapta el modelo aditivo de priorización de actuaciones de emergencia propuesto por Venegas Troncoso y Guzmán Álvarez (2025), ajustándolo a los datos y objetivos del presente trabajo. El fin último del índice es priorizar dónde concentrar las actuaciones de emergencia post-incendio, identificando las subcuencas donde el aumento del riesgo derivado de la pérdida de cubierta vegetal es mayor. El foco se sitúa, por tanto, en el control de la erosión y la corrección hidrológico-forestal en la fase inmediatamente posterior al incendio, sin abordar la recuperación de la vegetación.

El modelo integra las **cuatro parámetros** asociadas a la susceptibilidad del terreno o a la magnitud del impacto del incendio previamente calculadas (Tabla 8)

Tabla 8: Parámetros en base a los cuales se clasificará la peligrosidad de cada subcuenca hidrográfica.

Variable	Qué mide	Origen del dato
Erosión potencial	Susceptibilidad del suelo a la pérdida por erosión hídrica laminar y en regueros, clasificada en niveles de gravedad	Modelo RUSLE/USLE (adaptada a la situación post_incendio)
Severidad del fuego	Grado de eliminación de la cubierta vegetal y afección al suelo causado por el incendio	Índice dNBR a partir de imágenes Sentinel-2 (pre/post incendio)
Escorrentía	Predisposición hidrológica de la cuenca a generar y concentrar flujo superficial (respuesta rápida y torrencial)	Cruce de compacidad de terreno y densidad de drenaje (morfometría de cuenca)
Pendiente del terreno	Susceptibilidad del suelo por el relieve; a mayor pendiente, mayor energía de arrastre	Mapa de pendientes derivado de MDT (LiDAR PNOA)

Aunque el modelo empleado de Venegas Troncoso y Guzmán Álvarez (2025) propone como variable hidrológica el *incremento del caudal punta* entre las situaciones previa y posterior al incendio, en el presente trabajo esta variable se sustituye por un índice de **escorrentía de base morfométrica**, obtenido del cruce de la **compacidad de terreno** y la **densidad de drenaje** de cada cuenca.(apartado 3.4) Ambos enfoques describen el mismo fenómeno —la aptitud de la cuenca para concentrar rápidamente el

flujo y generar caudales elevados—: una cuenca compacta y densamente drenada presenta un menor tiempo de concentración y una respuesta hidrológica más torrencial.

La diferencia a considerar es que nuestro índice morfométrico es estático (caracteriza la predisposición hidrológica intrínseca de la cuenca), mientras que el caudal punta es dinámico (refleja el efecto del incendio sobre el coeficiente de escorrentía). **Esta sustitución es adecuada para un modelo comparativo** de priorización entre cuencas, y el efecto del incendio queda ya recogido por las variables de severidad y erosión.

La pendiente del terreno se ha mantenido como variable independiente, tal y como aparece en el modelo de referencia. Cabe señalar de forma explícita que el relieve interviene en el índice final por dos vías: directamente, a través de la variable de pendiente, e indirectamente, a través del factor topográfico LS que forma parte del cálculo de la erosión potencial (RUSLE). En consecuencia, el componente topográfico tiene una influencia algo mayor que las variables de escorrentía o severidad. Se ha optado por conservar esta configuración por consistencia con la metodología de referencia, al considerarse la pendiente un factor de susceptibilidad lo bastante determinante como para figurar de manera explícita en el modelo.

Cada variable se representa como una capa cuyos polígonos están clasificados en niveles de gravedad numéricos (clases). Puesto que la disposición de niveles de cada variable **no coincide** con la forma de las subcuencas, es necesario un procedimiento de intersección geométrica que determine, dentro de cada subcuenca, **qué proporción de su superficie** corresponde a **cada clase de cada variable**.

Para cada subcuenca y cada variable se calcula un valor sintético V_i , que resume en un único número (entre 0 y 1) el grado de gravedad de esa variable dentro de la cuenca y que viene dado en las columnas Eros_ V_i , Seve_ V_i , Esco_ V_i y Pte_ V_i de la capa de cuencas hidrográficas **Cuencas_hidrograficas.gpkg**. Para ello se emplea la formulación del modelo de referencia, que **pondera la fracción de superficie de cada clase por el rango numérico de la clase**:

$$V_i = \frac{1 \cdot V_{1i} + 2 \cdot V_{2i} + 3 \cdot V_{3i} + \dots + n \cdot V_{ni}}{n}$$

donde:

- $V_{1i} \dots V_{ni}$ son las fracciones de superficie de cada clase (1 a n) presentes en la subcuenca i. Por construcción, la suma de estas fracciones es 1 cuando la variable cubre toda la cuenca.
- El numerador es la media de las clases ponderada por la superficie que ocupa cada una: da más peso a las clases más graves.
- El denominador es el número de clases (n), que corresponde al máximo teórico que puede alcanzar el numerador (el que se daría si toda la cuenca perteneciera a la clase más alta). Esta división acota el resultado al rango 0–1 de forma absoluta e independiente del número de cuencas.

Como último paso, la peligrosidad de cada cuenca se obtiene como el promedio de los cuatro parámetros V_i calculados anteriormente según la siguiente expresión:

$$Peligrosidad = \frac{Eros_Vi + Seve_Vi + Esco_Vi + Pte_Vi}{4}$$

Esta peligrosidad tiene la forma de una **variable continua** que puede tomar valores entre 0 y 1. Para facilitar la agrupación de subcuencas en categorías similares, se establece el campo **Peligrosidad_Clase**, que clasifica el rango de valores de peligrosidad en cuatro categorías. Los umbrales entre categorías se han obtenido dividiendo en cuatro intervalos de igual amplitud el rango efectivo de la variable, es decir, la diferencia entre el valor mínimo y el máximo observados en el conjunto de subcuencas.

Una vez establecida la peligrosidad de cada subcuenca, se han considerado los siguientes elementos de paisaje críticos que se ven afectados por ellas de forma directa o indirecta.

- Los embalses de San Juan y Picadas.
- Tramos de la red de carreteras contenidos en las subcuencas afectadas, que suman un total de 168,42km. Capa descargada de www.comunidad.madrid a través del enlace https://idem.comunidad.madrid/geoidem/RedesTransporte/wfs?SERVICE=WFS&VERSION=1.1.0&REQUEST=GetFeature&TYPENAME=RedesTransporte:IDEM_EIEL_TRAMO_CARRETERA_23&BBOX=375000,4452000,405000,4492000,EPG:25830&outputFormat=application/x-gpkg
- Zonas definidas como Áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundación (ARPSI). El enlace para su consulta se encuentra disponible desde <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/arpsi.html>
- Zona A de conservación prioritaria de la Red Natura 200: ZEC/ZEPA Alberche-Cofio

Estos elementos no intervienen en el cálculo numérico de la vulnerabilidad. En su lugar, se emplean para **caracterizar cualitativamente cada subcuenca** en función de **si se ven afectados o no por ella como una fuente de información complementaria** para la toma de decisiones. Con esta finalidad se han calculado los siguientes campos en cada subcuenca (capa **Cuencas_hidrograficas.gpkg**):

- **Emb_San_Juan**: Cuencas que drenan hacia el embalse de San Juan (tipo binario)
- **Porcent_sup_San_Juan**: De todas las cuencas que vierten al embalse de San Juan, porcentaje de superficie que supone cada una de ellas (tipo %).
- **Emb_Picadas**: Cuencas que drenan hacia el embalse de Picadas (tipo binario)
- **Porcent_sup_Picadas**: De todas las cuencas que vierten al embalse de Picadas, porcentaje de superficie que supone cada una de ellas (tipo %).
- **m_orilla_embalse**: Longitud de orilla de embalse en contacto directo con cada cuenca (metros)
- **Porcent_orilla_embalse**: De todo el perímetro del embalse, qué porcentaje queda dentro de una cuenca (tipo %)
- **Inundables**: Cuencas que drenan de forma directa hacia zonas consideradas bajo Riesgo Potencial Significativo de Inundación (ARPSI), (tipo binario).

- **m_long_inundable:** Longitud de tramo inundable dentro de una cuenca dada (metros)
- **Porcent_sup_inundable:** De todas las cuencas que drenan de forma directa hacia un tramo inundable, porcentaje de superficie que supone cada cuenca (tipo %)
- **Red_carret:** Cuencas atravesadas por algún tramo de la red de carreteras (tipo binario).
- **km_Red_carret:** Suma de la longitud de carreteras dentro de cada cuenca (km)
- **Porcent_long_carreteras:** De toda la longitud de carreteras que cruzan las cuencas afectadas por el incendio, porcentaje que atraviesa cada una de las cuencas (tipo %)
- **RN2000:** Cuencas que albergan áreas protegidas por la Red Natura 2000 (tipo binario)
- **Porcent_RN2000:** De toda la superficie de la Red Natura 2000 incluida en cuencas afectadas por el incendio, porcentaje que alberga cada una de las cuencas (tipo %)

4 Alcance 2: en los montes gestionados por la Comunidad de Madrid (Montes de Utilidad Pública y monte consorciado)

4.1 Inventario

El inventario se llevó a cabo en la modalidad de inventario LIDAR utilizando los datos de la tercera cobertura PNOA con la segunda clasificación (NPC02), disponibles para todo Madrid y obtenidos vía web desde el Centro de Descargas del CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/>), para estimar las variables dasométricas mediante la aplicación de modelos LiDAR precalibrados. El **anexo I** recoge las características técnicas de ejecución, evaluación de calidad y diagnóstico de los modelos empleados para cada uno de los estratos.

A continuación se presenta el resumen de los resultados dasométricos arrojados por el inventario para los montes gestionados por la Comunidad de Madrid (Montes de Utilidad Pública y monte consorciado de la Pinarilla).

Tabla 9: Resultados dasométricos para el estrato 23 (*Pinus pinea*) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	56,84	18,74	172,16	1054,69	688,61	520,24
Media	16,72	12,02	37,05	174,33	107,14	109,95
Mín	2,18	5,19	16,07	2,12	5,06	9,76
Desv. est.	7,21	2,78	8,15	88,76	71,36	59,96

Tabla 10: Resultados dasométricos para el estrato 23-26 (*Pinus pinea*-*Pinus pinaster*) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	67,05	23,62	32,72	2141,58	389,04	377,98
Media	10,57	10,42	22,36	335,09	63,13	56,45
Mín	2,95	5,13	11,45	63,46	12,91	19,99
Desv. est.	6,38	3,45	3,70	271,42	51,18	30,89

Tabla 11: Resultados dasométricos para el estrato 23-45 (*Pinus pinea*-*Quercus ilex*) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	58,03	25,16	67,31	4838,72	140,01	164,44
Media	5,39	7,24	19,20	215,18	24,33	36,57
Mín	0,89	2,48	6,19	6,36	0,96	2,26
Desv. est.	4,26	2,94	4,09	199,96	21,27	26,21

Tabla XX: Resultados dasométricos para el estrato 26 (*Pinus pinaster*) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	85,21	36,31	55,67	1151,85	584,64	282,45
Media	20,44	12,95	33,36	250,57	163,08	109,09
Mín	5,44	7,65	23,20	43,86	58,15	36,62
Desv. est.	12,67	2,84	4,03	166,26	90,71	49,53

Tabla 12: Resultados dasométricos para el estrato 45 (*Quercus ilex*) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	46,77	14,21	16,90	3243,87	74,37	192,75
Media	8,08	5,51	11,77	734,18	36,56	66,84
Mín	1,96	2,06	8,23	129,60	23,26	30,31
Desv. est.	6,34	1,70	2,24	389,06	7,58	24,14

Tabla 13: Resultados dasométricos para el estrato RIB (vegetación de ribera) de los montes gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	59,61	39,02	50,58	1104,59	2040,57	1525,44
Media	11,75	15,95	25,78	237,36	98,28	70,47
Mín	2,34	9,52	18,02	35,42	8,41	5,21
Desv. est.	6,96	4,20	4,41	112,40	163,78	116,41

Tanto el inventario como la agregación de existencias se recogen en las tablas **INVENTARIO_IS_202608.shp** y **EXISTENCIAS_UD_202608.shp** de la carpeta INVLIDAR del Alcance 2.

4.2 Rodalización

En la fase de rodalización se procedió a definir unidades de obra lo más homogéneas posible (UOH) en base al **volumen de madera** medido en el inventario, su facilidad de mecanización debido a la **pendiente** del terreno y los **estratos** definidos en el mapa forestal.

El proceso parte de la malla elaborada durante el inventario, de 20×20m de resolución con la información del volumen con corteza (**VCC**) proporcionado por el inventario LIDAR y los **estratos** definidos en cada tesela del Mapa Forestal de España. Ambas variables se cruzaron con la **pendiente** del terreno obtenida previamente a partir del MDT según se describe en el apartado 3.1.

Para reducir en la medida de lo posible la multitud de pequeños polígonos que surgen inevitablemente del cruce de tres variables de diferente naturaleza, optamos por clasificar las pendientes del terreno y el VCC de la masa en tres clases según los siguientes umbrales:

Clase	Pendiente	VCC
1	<20%	< percentil 33,3 (VCC=31,249)
2	20-40%	P33,3-p66,7 (31,249 < VCC < 67,958)
3	>40%	>percentil 66,7 (VCC>67,958)

Antes de realizar el cruce, la capa de pendientes se remuestrea a una resolución de 20m/pixel para simplificarla y tanto ella como la capa de VCC, tras la categorización, se disuelven y pasan por filtros gdal.sieve y r.neighbors con herramientas nativas de QGIS. Estos filtros elimina las manchas pequeñas por umbral de superficie y suavizan los bordes excesivamente dentados que pueden dar lugar a intersecciones complejas. Tras este ejercicio de homogeneización de las capas se llevó a cabo el cruce de las tres variables. A continuación se disolvieron los polígonos derivados de este cruce y se utilizó la herramienta v.clean para simplificar la capa resultante dando como resultado una capa de 599 rodales.

Este excesivo número de rodales fue revisado uno a uno fusionando todos los que tenían menos de 3 ha con rodales adyacentes respetando siempre el estrato y priorizando que tuvieran similar categoría de VCC o pendiente según resultara más idóneo. Tras la fusión se llegó a la capa de 278 rodales llamada **Rodales_Volumen_faj_albarr.gpkg**.

4.3 Cálculo de fajinas y albarradas

Para los rodales resultantes se procedió al cálculo de los metros de fajinas y albarradas en función de su pendiente y de la longitud de los cursos de agua interiores, considerando solamente aquellos en pendientes superiores al 20%.

4.3.1 Fajinas

Siguiendo la bibliografía disponible (Gómez-Sánchez y E.; Navarro, T., 2015) se proponen 500m de fajinas por hectárea. De esta manera, los metros lineales de fajinas en cada uno de los rodales surge de aplicar dicha proporción a la superficie de cada uno de ellos (columna **m_fajinas** de Rodales_Volumen_faj_albarr.gpkg) .

Cálculo del volumen de madera necesario para la construcción de fajinas.

Para la construcción de fajinas se calcula un consumo de 0.12m³ de madera por cada metro lineal de fajina y un coeficiente de apilado de 0,65 m³ de madea por estéreo con un rendimiento total del 80% en el proceso. Por lo tanto:

$$V_{\text{requerido_fajinas}} = \frac{\text{Fajinas_m} \cdot 0.12 \cdot 0.65}{0.8}$$

Esta medición se recoge en la columna **V_requerido_fajinas** de la capa de rodales.

4.3.2 Albarradas

Siguiendo la recomendación de Gómez-Sánchez y E.; Navarro, T., 2015 se proponen albarradas de 60 cm de altura cada 4m de curso de agua en pendientes superiores al 20%. Para realizar este cálculo necesitamos elaborar una capa de cursos de agua, ya que la disponible para su libre descarga utilizada anteriormente en el cálculo de la densidad de drenaje de las cuencas no tiene suficiente resolución, dejando a casi todos los rodales sin un curso de agua en el que apoyar el cálculo.

Cálculo de los cursos de agua.

Para calcular los cursos de agua en cada rodal utilizamos la herramienta r.stream.extract de QGis, que parte del MDT calculado anteriormente para trazar los cursos que se generan cuando se supera una superficie mínima de drenaje. Para contar con dos alternativas comparables, se establecieron las áreas mínimas de drenaje de 5 y 10 hectáreas. Con esta misma herramienta se limitó que la longitud mínima de los cursos de agua calculados fuera de 200m. Los cursos de agua están recogidos en las capas **unique_stream_ids_vect_2000_delete_40_5ha.gpkg** y **unique_stream_ids_vect_4000_delete_40_10ha.gpkg** respectivamente.

Calculados los cursos de agua generados por la escorrentía se contabilizó la longitud total contenida por cada rodal (columnas **m_long_cursos_5ha** y **m_long_cursos_10ha** respectivamente), lo que permite obtener directamente el número de albarradas en cada uno de ellos si éstas se distancian 4m entre sí (columnas **N_albarradas_cursos_5ha** y **N_albarradas_cursos_10ha** respectivamente).

Cálculo del volumen de madera necesario para la construcción de albarradas.

Se consideran dos tipos de albarradas: ligeras y reforzadas. Las albarradas ligeras se construyen en pendiente de clase 2 y requieren 0,35 estéreos de madera por metro de longitud. En pendientes de clase 3 se construyen albarradas reforzadas, cuyo rendimiento depende del tipo de madera utilizado:

- En estratos de pinos requieren 1 estereo/m
- En estratos de masa mixta de pino y encina requieren 1,5 estereos/m
- En estratos de encina requieren 2 estereos/m

Estos volúmenes son orientativos para albarradas de 1m de altura. Nosotros, siguiendo la recomendación de Gómez-Sánchez y E.; Navarro, T., 2015 proponemos albarradas de 60cm, por lo que aplicamos una corrección de 0,6 al cálculo de madera requerido. Se aplican los mismos coeficientes de apilamiento y rendimiento anteriormente mencionados, 0,65 m³ de madea por estéreo con un rendimiento total del 80% en el proceso. Por lo tanto:

- Clase pendiente= 2:

$$V_{\text{requerido_albarradas}} = \frac{(N_{\text{albarradas}} \cdot 0.35 \cdot 5 \cdot 0.65 \cdot 0.6)}{0.8}$$

- Clase pendiente = 3:

- Estrato 23, 26 y mezcla de ambos:

$$V_{\text{requerido_albarradas}} = \frac{(N_{\text{albarradas}} \cdot 5 \cdot 0.65 \cdot 0.6)}{0.8}$$

- Estrato 23-45 y 26-45:

$$V_{\text{requerido_albarradas}} = \frac{(N_{\text{albarradas}} \cdot 1.5 \cdot 5 \cdot 0.65 \cdot 0.6)}{0.8}$$

- Estrato 45:

$$V_{\text{requerido_albarradas}} = \frac{(N_{\text{albarradas}} \cdot 2 \cdot 5 \cdot 0.65 \cdot 0.6)}{0.8}$$

Cálculo del volumen de madera disponible para la construcción de fajinas y albarradas.

Para computar el volumen total de madera disponible para la construcción de las fajinas se ha tenido en cuenta tanto el volumen con corteza (VCC) como el volumen de leñas (VLE) aportados por el inventario LIDAR. Dado que no es práctico mover trozas con diámetros superiores a 25 cm para construir las fajinas y albarradas, no es realista considerar que todo el VCC calculado en el inventario está realmente disponible. Para inferir el volumen de madera entre los 25 y 7,5 cm de diámetro en punta gruesa/delgada (dpg/dpd respectivamente), nos apoyamos en la simulación del volumen de fuste de "árboles tipo", por clases diamétricas y de alturas, empleando las siguientes ecuaciones de perfil disponibles en la literatura científica (Rodríguez-Puerta, et al., 2008) para las dos especies de pinos evaluadas:

Estrato

Fórmula para el volumen total

$$\frac{\pi}{40000} \int_0^1 [d(q)]^2 dq$$

, siendo:

Pinus pinea

$$d(q) = (1 + 0,2141 \cdot e^{(-14,6713 \cdot q)}) \cdot (0,9799 \cdot d_n) \cdot ((1 - q)^{1,1767 - (0,0065 \cdot E) - 0,8868 \cdot (1 - q)})$$

q=hi/ht
E=100*ht/dn
dn=diámetro normal en cm
ht=altura total en m

$$\frac{\pi}{40000} \int_0^1 [d(q)]^2 dq$$

, siendo:

Pinus pinaster

$$d(q) = (1 + 0,2731 \cdot e^{(-12,8106 \cdot q)}) \cdot (0,9591 \cdot d_n) \cdot ((1 - q)^{0,6991 - (0,0015 \cdot E) - 0,2730 \cdot (1 - q)})$$

q=hi/ht
E=100*ht/dn
dn=diámetro normal en cm
ht=altura total en m

Estas ecuaciones se han aplicado sobre las siguientes clases diamétricas y de alturas:

- Diámetros normales: rango de 7.5 a 122.5 cm; ancho de clase: 5 cm.
- Alturas totales: rango de 2 a 40 m; ancho de clase: 2 m.

Así pues, para cada "árbol tipo", de diámetro y altura igual al centro de la clase de diámetro y altura correspondiente, se ha calculado:

- **El volumen con corteza total (vt)** aplicando directamente las ecuaciones de la tabla anterior).
- **Las alturas del fuste** a la que se alcanzan el dpg (hpg) y el dpd (hpd).
- **El volumen con corteza utilizable (vu)**, utilizando las ecuaciones de la tabla pero integrando entre hpd/ht y hpg/ht, en lugar de entre 0 y 1.
- **El ratio vu/vt.** Este ratio, para cada clase de diámetro y altura (dadas por los valores DG y HO del inventario LIDAR), multiplicado por el VCC calculado mediante inventario forestal con tecnología LiDAR por métodos de masa, **nos permite obtener el volumen con corteza operativamente disponible para la construcción de las fajinas y albarradas.**

En los estratos mezcla de ambas especies de pino, se ha supuesto que la mitad del volumen pertenecía a cada una de las especies.

Puesto que solo disponemos de ecuaciones para realizar este cálculo sobre las especies de pinos presentes en la zona, hemos de asumir cierta sobreestimación de volumen de fuste en el resto de estratos, si bien la realidad de las masas y superficies consideradas apunta a que se trata de un error asumible: en el estrato puro de encina, ninguna parcela del inventario LIDAR da valores de DG superiores a 18cm, de manera que asumimos, con un margen de error que depende de la homogeneidad de la masa, que en esas zonas probablemente la gran mayoría de los pies no superen los 25cm de diámetro máximo. En el estrato de ribera tampoco podemos aplicar esta metodología, pero apenas son 20 hectáreas en todo el área de interés.

En los estratos mezcla de pino y encina, se ha supuesto que la mitad del volumen era de pino, aplicando el ratio correspondiente. En la otra mitad del volumen, correspondiente a encina, se asume el error de no aplicar ningún ratio. Si bien el DG sí supera los 25cm en varias parcelas del inventario.

La columna **V_tot** de la capa de rodales, procede de sumar el **VCC** ponderado por el ratio v_u/v_t y el **volumen de leñas** calculado en el inventario).

Cálculo del volumen de madera disponible para la construcción de albarradas.

Además de los condicionantes anteriormente explicados para el cálculo de la madera disponible, se considera que **no es práctico trasladar la madera a más de 70m del lugar** donde se van a construir las infraestructuras. Si bien esto no se ha tenido en cuenta para la construcción de las fajinas porque se distribuyen de una forma más homogénea sobre el terreno, esto no se puede aplicar al caso de las albarradas, siempre ubicadas siguiendo las líneas de vaguada. Para calcular el volumen de madera disponible para la construcción de albarradas se parte del **V_tot** ya calculado pero se contabiliza únicamente la **superficie inventariada que queda dentro de un buffer de 70 m a ambos lados de los cursos de agua** calculados en este mismo apartado (capas Buffer_70-cauces_5ha y Buffer_70-cauces_10ha). Para cada rodal, este valor queda recogido en las columnas **V_tot_albarradas_5ha** y **V_tot_albarradas_10ha**.

5 Alcance 3: En la superficie de montes no gestionados por la Comunidad de Madrid que cuenten con documento de planificación forestal.

5.1 Inventario

El inventario se llevó a cabo en la modalidad de inventario LIDAR utilizando los datos de la tercera cobertura PNOA con la segunda clasificación (NPC02), disponibles para todo Madrid y obtenidos vía web desde el Centro de Descargas del CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/>), para estimar las variables dasométricas mediante la aplicación de modelos LiDAR precalibrados. El **anexo I** recoge las características técnicas de ejecución, evaluación de calidad y diagnóstico de los modelos empleados para cada uno de los estratos.

A continuación se presenta el resumen de los resultados dasométricos arrojados por el inventario para los montes no gestionados por la Comunidad de Madrid.

Tabla 14: Resultados dasométricos para el estrato 23 (*Pinus pinea*) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	53,45	18,66	163,09	1092,58	576,20	452,03
Media	17,50	12,24	35,80	188,13	110,87	113,87
Mín	2,51	5,35	16,36	1,95	5,85	10,95
Desv. est.	6,53	2,30	6,50	75,88	63,81	53,43

Tabla 15 Resultados dasométricos para el estrato 23-26 (*Pinus pinea*-*Pinus pinaster*) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	65,51	23,81	37,59	2545,04	439,49	345,58
Media	11,23	9,66	23,76	293,99	66,79	58,36
Mín	2,73	4,97	11,76	58,92	11,95	17,60
Desv. est.	7,45	3,16	3,03	250,20	54,59	31,48

Tabla 16: Resultados dasométricos para el estrato 23-45 (*Pinus pinea*-*Quercus ilex*) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	61,36	23,17	56,94	3793,18	143,72	166,73
Media	6,94	8,06	19,07	264,38	29,96	42,35
Mín	0,94	2,79	7,29	11,19	1,06	2,34
Desv. est.	5,77	3,19	3,98	234,94	25,16	29,41

Tabla 17: Resultados dasométricos para el estrato 26 (*Pinus pinaster*) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	26,82	16,95	48,49	217,37	259,17	166,00
Media	16,63	13,93	42,04	127,68	188,23	125,23
Mín	9,39	11,80	36,48	69,61	130,20	78,96
Desv. est.	5,81	1,67	4,20	45,45	41,23	28,00

Tabla 18: Resultados dasométricos para el estrato 45 (*Quercus ilex*) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	46,47	14,17	16,90	2826,97	84,20	185,99

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Media	7,39	5,76	12,79	598,40	35,42	65,10
Mín	1,93	2,08	8,29	121,47	23,14	30,21
Desv. est.	4,98	1,27	2,01	309,47	7,03	19,83

Tabla 19: Resultados dasométricos para el estrato RIB (vegetación de ribera) de los montes no gestionados

Stat	G	Ho	DG	N	VCC	W
Máx	32,49	26,97	36,37	690,42	529,91	377,41
Media	9,36	14,46	23,91	224,18	56,82	41,36
Mín	2,43	9,61	18,84	42,86	8,85	5,53
Desv. est.	4,21	2,19	2,22	98,20	38,57	28,14

5.2 Individualización

En el estrato 0, con FCC inferior al 5% en el Mapa Forestal, se ha procedido a la individualización de los pies mediante tecnología LIDAR y a la posterior identificación de las especies mediante fotointerpretación.

Fundamento del método

La detección de árboles individuales se realizó de forma automática a partir de los datos del tercer vuelo LIDAR del PNOA anteriormente mencionado en esta memoria. A partir de esos datos se construye un **modelo de altura de la vegetación (MDAV)**, que representa la altura de la vegetación en cada punto una vez descontada la cota del suelo. Sobre ese modelo, el sistema localiza las cimas de los árboles buscando los **máximos locales de altura**: cada punto que sobresale respecto a su entorno se interpreta como el ápice de una copa y, por tanto, como un árbol individual.

El proceso se apoya en dos componentes complementarios: **TreeCount**, el motor que gestiona y automatiza toda la individualización, y **pycrown**, la herramienta especializada —de uso contrastado en el ámbito científico— que TreeCount emplea para la detección de copas propiamente dicha a partir de los datos LiDAR.

Procesamiento por lotes

Dada la extensión de la zona de estudio, el trabajo no se realizó sobre toda el área de una sola vez, sino **polígono a polígono** mediante un procedimiento automatizado que ejecuta el motor **TreeCount** sobre el conjunto completo de polígonos, aplicando el mismo método, con idénticos criterios, a todos ellos de manera secuencial, lo que garantiza la homogeneidad y la trazabilidad de los resultados en el conjunto del proyecto.

Antes del cálculo, los polígonos se filtraron para centrar el análisis en las superficies realmente relevantes. Se descartaron los polígonos de **superficie inferior a 2 hectáreas** y aquellos de **forma marcadamente lineal**, asimilables a viales o caminos, que no representan masa forestal individualizable.

Preparación de los datos LiDAR

Para cada polígono, el sistema identifica de forma automática qué **teselas LiDAR** del PNOA son necesarias para cubrir su superficie. La selección se realiza añadiendo un pequeño margen de seguridad alrededor de cada polígono, de modo que los árboles situados junto a sus bordes queden correctamente representados.

La obtención de estos datos se optimizó mediante un sistema de **almacenamiento local reutilizable**: las teselas ya empleadas se conservan para no volver a descargarlas cuando otro polígono las necesite. Si alguna tesela no está disponible, se descarga automáticamente del servicio oficial del PNOA (CNIG), acotando la descarga al territorio de la Comunidad de Madrid para evitar mezclar datos de campañas de comunidades vecinas, que podrían corresponder a fechas o características distintas. Este mecanismo reduce de forma notable el tiempo total de proceso sobre un conjunto amplio de polígonos.

Criterios de detección

Para cada polígono, TreeCount genera automáticamente la configuración de detección, orientada a reflejar de forma realista las características del arbolado de la zona y a distinguir los árboles de otros elementos de la vegetación. Los principales criterios fueron:

- **Altura mínima de árbol: 2 metros.** Los elementos de menor altura no se contabilizan como árboles, lo que evita confundir matorral o vegetación baja con arbolado.
- **Tamaño de copa admitido: entre 3 y 12 m².** Se descartan las detecciones cuya copa resulta demasiado pequeña o demasiado grande para corresponder a un árbol individual, filtrando así falsas detecciones.
- **Distancia mínima entre árboles: 2 metros.** Cuando dos ápices detectados están más próximos entre sí que esta distancia, se interpretan como un único árbol, evitando duplicar ejemplares.
- **Base del cálculo: solo vegetación.** El modelo de altura se construyó exclusivamente a partir de los puntos LiDAR clasificados como vegetación (baja, media y alta), excluyendo el suelo, las edificaciones y los puntos erróneos o de ruido, de manera que solo la vegetación interviene en la detección.

Junto a estos, se ajustaron parámetros internos del algoritmo que regulan cómo varía el área de búsqueda de cada ápice en función de la altura del árbol (un árbol más alto tiende a tener una copa mayor, y la ventana de búsqueda se adapta a ello): Los valores empleados fueron A = 0,15; B = 1,50; factor de suavizado = 1,0 m.

Configuración del proceso

Al tratarse de un procesamiento sobre un número elevado de polígonos, la configuración de TreeCount se orientó a alcanzar un equilibrio adecuado entre precisión y rendimiento:

- Se optó por una **exportación ligera** de resultados, en la que se registra únicamente la **posición de cada árbol** (la localización de su ápice), sin generar los polígonos de copa ni la reconstrucción tridimensional de cada ejemplar. Esta decisión responde al objetivo del trabajo —localizar e inventariar los árboles— y agiliza notablemente el proceso sobre el conjunto completo.
- No se aplicaron los procedimientos opcionales de **optimización automática de parámetros** ni de **corrección de la posición de las cimas en zonas de fuerte pendiente** ya que ambos incrementan de forma considerable el tiempo de cálculo y su omisión permitió procesar la totalidad de los polígonos en un plazo razonable, manteniendo unos criterios uniformes en todos ellos.

Asignación de especies a los pies detectados

Una vez individualizados los árboles, se procedió a la **asignación de la especie** correspondiente a cada uno de ellos. Esta atribución se realizó mediante **fotointerpretación**, es decir, mediante el análisis visual de ortofotografía, apoyándose en los rasgos que permiten diferenciar unas especies de otras, como la forma y textura de la copa, el color, el porte o el patrón de agrupación característico de cada formación. Como apoyo complementario, en los casos de mayor duda se recurrió a la información del **Mapa Forestal**, tomando como referencia orientativa la especie o especies dominantes que éste recoge en las teselas adyacentes, lo que ayudó a resolver situaciones ambiguas y a mantener la coherencia con la composición forestal conocida del entorno. La fotointerpretación fue realizada por **técnicos con experiencia previa en trabajos similares**, cuyo criterio experto resulta determinante en este tipo de tarea, tanto para interpretar correctamente los rasgos de cada especie como para valorar de forma crítica la información auxiliar disponible. En este sentido, conviene señalar que la fotointerpretación permite distinguir con fiabilidad especies o grupos de especies con **porte diferenciado** —por ejemplo, frondosas frente a coníferas, o pinos frente a encinas—, siendo ésta la escala de detalle a la que se ha trabajado en la asignación. Esta información se recoge en la capa **individualizacion_tops_MFE_PLAN_NO_GESTIONADOS_ESTRATO_0_filtrado_h2m_CON_SP.gpk**

5.3 Fracción de cabida cubierta

Se ha elaborado una capa de **fracción de cabida cubierta (FCC)** (**LFCC_No_Gestionados.tif**) del arbolado con una resolución de **20 metros**, generada a partir de los datos LiDAR mediante el software propio **Forecast**. La resolución de 20 metros responde a la propia naturaleza de la variable, ya que es una magnitud de carácter estadístico que necesita una celda suficientemente amplia para contener un número representativo de retornos LiDAR y ofrecer así un valor de cobertura fiable. Una celda de 20 metros promedia adecuadamente la presencia de arbolado y proporciona una medida robusta del grado de recubrimiento.

5.4 Modelo digital de altura de vegetación en el estrato de ribera

Se ha elaborado, asimismo, un **modelo digital de altura de vegetación (MDAV)** para el **estrato de ribera (MDAV_RIB_NOGEST.tif)** con una resolución de **1 metro**, o la máxima resolución que permite la densidad del **tercer vuelo LiDAR del PNOA**. Este modelo representa la altura de la vegetación en cada punto del terreno, calculada como la diferencia entre la cota de la superficie de las copas y la cota del suelo. El resultado es una capa continua que refleja la estructura vertical de la vegetación y permite identificar la distribución de alturas del arbolado a lo largo de toda la zona de estudio.

6 Alcance 4: Resto de superficie forestal no gestionada

Para el resto de superficie forestal, de propiedad privada sin plan de gestión, se ha llevado a cabo una individualización con la misma metodología descrita en el apartado 5.2 relativo al estrato forestal 0 en propiedad privada con plan de gestión. En este caso, una vez elaborada la capa de pies individuales (**Individualizacion_tops_AOI_Privados_SIN_PLAN.gpkg**), a cada uno de ellos se les ha asignado la especie que el Mapa Forestal de España recoge para la tesela correspondiente en su campo propio **ID_SP1**. Se proporciona además la capa **AOI_MFE_ALCANCE_4.gpkg** que recoge el conjunto de teselas del Mapa Forestal para esta zona del estudio.

7 Referencias

- Gómez-Sánchez, E.; Navarro, T. (2015). Manual para la realización de albarradas y fajinas para el control de la erosión en zonas forestales afectadas por el incendio de Hellín (Albacete) de 2012. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 41, 89-102.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309.
- Huete, A. R.; Liu, H. Q.; Batchily, K.; van Leeuwen, W. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59(3), 440-451.
- Landis, J. R.; Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174.
- López Cadenas de Llano, F. (1998). *Restauración hidrológico-forestal de cuencas y control de la erosión*. Ministerio de Medio Ambiente / TRAGSA / Ediciones Mundi-Prensa.
- Mutanga, O.; Skidmore, A. K. (2004). Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 25(19), 3999-4014.
- Olofsson, P.; Foody, G. M.; Herold, M.; Stehman, S. V.; Woodcock, C. E.; Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57.
- Rodríguez-Puerta, F.; Broto, M.; Lizarralde, I. (2008). CubiFor: herramienta para cubicar, clasificar productos y calcular biomasa y CO₂ en masas forestales de Castilla y León. *Montes*, 95, 33-39.
- Shakesby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 71-100.
- Shakesby, R. A.; Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3-4), 269-307.
- Smith, A. M. S.; Eitel, J. U. H.; Hudak, A. T. (2010). Spectral analysis of charcoal on soils: implications for wildland fire severity mapping methods. *International Journal of Wildland Fire*, 19(7), 976-983.
- UN-SPIDER Knowledge Portal (s. f.). *Recommended Practice: Burn Severity Mapping*. Plataforma de las Naciones Unidas para la Información Espacial para la Gestión de Desastres y la Respuesta ante Emergencias.
- USGS — Servicio Geológico de los Estados Unidos (s. f.). *Clasificación de niveles de severidad dNBR*.
- Van der Knijff, J. M.; Jones, R. J. A.; Montanarella, L. (2000). *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*. European Soil Bureau, European Commission, EUR 19044 EN, Luxemburgo.
- Venegas Troncoso, J.; Guzmán Álvarez, J. R. (2025). *Una metodología para priorizar las actuaciones de emergencia tras un gran incendio forestal*. 9.º Congreso Forestal Español, Mesa Temática 6 «Fuego y otros riesgos abióticos». Sociedad Española de Ciencias Forestales.

8 Anexo I. Inventario LIDAR

A continuación se recogen las características técnicas, evaluación de calidad y diagnóstico de los modelos empleados para cada uno de los estratos para los inventarios, tanto de los montes gestionados por la Comunidad de Madrid como por los particulares con plan de gestión propio.

Preprocesado de información LiDAR

Los datos LiDAR de partida se distribuyen en formato “.LAZ” (archivo de datos LiDAR comprimido), en hojas de 1×1 km.

Características Técnicas de la cobertura LiDAR del PNOA (IGN-CNIG)

Cobertura	Lote	Fecha	Densidad nominal (puntos/m ²)	Exactitud XY	Exactitud Z
PNOA3	MAD	2024	5	RMSE ≤ 0,25 m	RMSE ≤ 0,10 m

Se procedió a la inspección de los datos con el objetivo de encontrar valores erróneos o anómalos que pudieran condicionar los resultados del análisis. La nube de puntos de las coberturas PNOA ya se facilita convenientemente clasificada.

Procesamiento LiDAR y generación de inventario forestal

El procesamiento LiDAR se realizó a través de la plataforma förecast (forecast.fora.es), un software para análisis y procesamiento masivo de información LiDAR que permitió minimizar y optimizar el uso de recursos.

Software utilizado

El núcleo del procesamiento LiDAR y la generación del inventario forestal — incluyendo todas las métricas derivadas— fue el software easyLaz®, en su versión 1.04.22. Este sistema actuó como un balanceador de carga que permitió paralelizar de forma eficiente todo el flujo de trabajo, desde el tratamiento de las hojas LiDAR originales hasta la obtención de los shapefiles de inventario (tanto actual como proyectado a futuro), junto con sus correspondientes existencias.

förecast contiene todas las ecuaciones de perfil disponibles en la literatura. Se utilizaron las mejores ecuaciones disponibles para las especies y el área de estudio.

Evaluación de la calidad y diagnóstico de los modelos

La precisión y fiabilidad de las estimaciones dasométricas obtenidas mediante los modelos LiDAR aplicados se evaluaron para cada estrato y variable a partir de sus correspondientes estadísticos de ajuste e indicadores de calidad.

Para el análisis de la bondad de ajuste y el error de predicción de los modelos por estrato, se emplearon los siguientes parámetros estadísticos:

- **Coefficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}):** Mide la proporción de la varianza explicada por el modelo, corregida en función del número de variables independientes incluidas.
- **Raíz del error medio cuadrático (RMSE y %RMSE):** Cuantifica el error medio de estimación, expresado tanto en las unidades absolutas de la variable como en porcentaje relativo respecto a su valor medio.

- **Sesgo (Sesgo, % Sesgo y p-valor):** Evalúa la presencia de desviaciones sistemáticas en las predicciones en términos absolutos y porcentuales. Su significancia estadística se determina mediante el *p*-valor asociado.
- **Índice de calidad y etiquetado (CAL y ETIQUETA):** Criterio de integración metodológica que combina los estadísticos anteriores para clasificar de forma cualitativa el nivel de precisión de cada ecuación (p. ej., MUY PRECISO, PRECISO, ADECUADO).

Resultados

La aplicación de las regresiones a la totalidad del monte da como resultado una capa vectorial con celdas (de 20 × 20 m) con información para cada una de las variables dasométricas.

Los modelos LiDAR aplicados y su bondad de ajuste se resumen, para cada estrato, en las siguientes tablas:

- Estrato 23 (*Pinus pinea*)

Tabla II.1 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato 23 (*Pinus pinea*)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$1801,2687 * LH_AAD^{0,6822} * LH_P05^{0,6931} * LH_MAD_MEDIAN^{0,435} * LH_P40^{-1,4689} * CANOPY^{1,3872}$	100-300
G (m ² /ha)	$5,3126 * LH_AAD^{0,641} * LH_P05^{0,6676}$	9,29-29,15
DG (cm)	$6,1613 * LH_MAD_MEDIAN^{-0,2379} * LH_P40^{0,7247} * CANOPY^{-0,7093}$	25,46-53,61
Ho (m)	$3,0789 * LH_P95^{0,5789}$	8,53-15,7
VCC (m ³ /ha)	$14,6406 * LH_VAR^{0,4763} * LH_P05^{1,0104}$	33,44-212,67
W (T/ha)	$22,3185 * LH_VAR^{0,3806} * LH_P05^{0,8383}$	46,16-204,11

Tabla II.2 Calidad de las estimaciones para el estrato 23 (*Pinus pinea*)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,436	45,4	27,08	-0,21	0,13	0,983	12	PRECISO
G (m ² /ha)	0,803	3,17	15,86	-0,02	0,11	0,977	15	MUY PRECISO
DG (cm)	0,722	4,48	11,22	-0,01	0,02	0,995	14	PRECISO
Ho (m)	0,761	1,16	9,03	-0,01	0,08	0,97	15	MUY PRECISO
VCC (m ³ /ha)	0,778	36,53	28,27	-2,42	1,87	0,748	10	ADECUADO
W (T/ha)	0,761	30,17	22,89	-1,3	0,99	0,834	12	PRECISO

Todos los modelos resultaron estadísticamente insesgados (con p-valores superiores a 0,74 y sesgos relativos inferiores al 1,9% en todos los casos, siendo virtualmente nulo en DG con un 0,02%), con coeficientes de determinación ajustados que oscilaron entre el 43,6% para N y el 80,3% para G, y errores medios cuadráticos relativos

que variaron entre el 9,03% (Ho) y el 28,27% en el caso de VCC, obteniendo la mayoría de las variables una calificación de precisa o muy precisa.

- **Estrato 23-26 (*Pinus pinea*-*Pinus pinaster*)**

Tabla II.3 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato 23-26 (*Pinus pinea*-*Pinus pinaster*)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$35,4123 \cdot \exp(0,0329 \cdot LH_VAR) \cdot \exp(0,0724 \cdot LH_P30) \cdot \exp(0,0168 \cdot LFCC_ALL) \cdot \exp(0,1281 \cdot LH_P90) \cdot \exp(-0,0232 \cdot LFCC_AMEAN)$	112,08-909,46
G (m ² /ha)	$2,0784 \cdot \exp(0,0303 \cdot LH_VAR) \cdot \exp(0,0802 \cdot LH_P30) \cdot \exp(0,0228 \cdot LFCC_ALL)$	5,82-32,07
DG (cm)	$28,896 \cdot \exp(-0,0614 \cdot LH_P90) \cdot \exp(0,016 \cdot LFCC_AMEAN)$	17,53-32,61
Ho (m)	$3,7923 \cdot \exp(0,0133 \cdot LH_KUR) \cdot \exp(0,0913 \cdot LH_P95)$	7,4-15,2
VCC (m ³ /ha)	$9,0175 \cdot \exp(0,0819 \cdot LH_P95) \cdot \exp(0,0297 \cdot ALL_MEAN_FIRST)$	24,22-176,52
W (T/ha)	$31,414 \cdot \exp(0,057 \cdot LH_VAR) \cdot \exp(-1,2899 \cdot LH_CV) \cdot \exp(0,0313 \cdot LFCC_AMEAN)$	26,86-155,04

Tabla II.4 Calidad de las estimaciones para el estrato 23-26 (*Pinus pinea*-*Pinus pinaster*)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,597	71,59	24,02	-8,02	2,69	0,619	8	ADECUADO
G (m ² /ha)	0,944	1,1	7,47	-0,04	0,26	0,888	15	MUY PRECISO
DG (cm)	0,411	3,1	12,07	-0,05	0,19	0,951	13	PRECISO
Ho (m)	0,991	0,17	1,7	0	0,03	0,939	16	MUY PRECISO
VCC (m ³ /ha)	0,886	9,74	14,59	-0,11	0,16	0,961	15	MUY PRECISO
W (T/ha)	0,778	11,84	16,63	-0,23	0,33	0,926	14	PRECISO

Todos los modelos resultaron estadísticamente insesgados (con p-valores por encima de 0,61 y sesgos relativos que oscilaron entre el 0,03% en Ho y el 2,69% en N), con eficiencias explicativas que variaron entre el 41,1% para DG y un notable 99,1% para Ho (seguida del 94,4% en G), y errores medios cuadráticos relativos comprendidos entre el 1,70% (Ho) y el 24,02% en el caso de N, alcanzando la mitad de las variables la etiqueta de muy precisa.

- **Estrato 23-45 (*Pinus pinea*-*Quercus ilex*)**

Tabla II.5 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato 23-45 (*Pinus pinea*-*Quercus ilex*)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$96,8178 \cdot \exp(-0,4487 \cdot LH_KUR) \cdot \exp(0,2668 \cdot LH_P10) \cdot \exp(0,0328 \cdot LFCC_ALL) \cdot \exp(4,2959 \cdot LH_CV) \cdot \exp(-0,7281 \cdot LH_SK) \cdot \exp(-0,2722 \cdot LH_P50)$	149,57-682,09
G (m ² /ha)	$2,4622 \cdot \exp(-0,4568 \cdot LH_KUR) \cdot \exp(0,2229 \cdot LH_P10) \cdot \exp(0,0349 \cdot LFCC_ALL)$	4,38-19,6
DG (cm)	$17,364 \cdot \exp(-1,9889 \cdot LH_CV) \cdot \exp(0,3611 \cdot LH_SK) \cdot \exp(0,129 \cdot LH_P50)$	16,26-25,66
Ho (m)	$1,2324 \cdot \exp(3,0614 \cdot LH_CV) \cdot \exp(0,2886 \cdot LH_P10)$	5,4-11,8

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
VCC (m ³ /ha)	$0,0715 * LH_P95^{0,9827} * LFCC^{1,0367}$	11,28-107,46
W (T/ha)	$0,2324 * LH_MEAN^{0,4629} * LFCC^{1,1825}$	21,37-147,12

Tabla II.6 Calidad de las estimaciones para el estrato 23-45 (*Pinus pinea-Quercus ilex*)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,768	75,38	22,51	1,39	0,41	0,928	13	PRECISO
G (m ² /ha)	0,829	1,79	16,37	-0,18	1,61	0,668	12	PRECISO
DG (cm)	0,736	1,35	6,55	0	0,01	0,994	15	MUY PRECISO
Ho (m)	0,98	0,24	2,97	0	0,05	0,944	16	MUY PRECISO
VCC (m ³ /ha)	0,833	9,72	21,78	-0,24	0,54	0,902	14	PRECISO
W (T/ha)	0,788	13,94	19,21	-0,49	0,68	0,861	13	PRECISO

Todos los modelos resultaron estadísticamente insesgados (con p-valores superiores a 0,66 y sesgos relativos inferiores al 1,7% en todas las estimaciones, con un mínimo virtualmente nulo del 0,01% en DG), con coeficientes de determinación ajustados elevados y homogéneos que oscilaron entre el 73,6% para DG y el 98,0% para Ho, y errores medios cuadráticos relativos reducidos que oscilaron entre el 2,97% (Ho) y el 22,51% en N, situándose todas las variables dentro de los rangos de precisión alta o muy alta.

- Estrato 26 (*Pinus pinaster*)

Tabla II.7 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato 26 (*Pinus pinaster*)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$261,6308 * \exp(0,1069 * LH_KUR) * \exp(-0,5308 * LH_MAD_MEDIAN) * \exp(0,0662 * LH_P30) * \exp(-0,0615 * LH_P95) * \exp(0,0129 * LFCC_MEAN)$	125-550
G (m ² /ha)	$15,4326 * \exp(0,0863 * LH_KUR) * \exp(-0,5103 * LH_MAD_MEDIAN) * \exp(0,0839 * LH_P30)$	14,4-47,13
DG (cm)	$25,6767 * \exp(0,0423 * LH_P95) * \exp(-0,0071 * LFCC_MEAN)$	28,07-41,14
Ho (m)	$9,8857 * \exp(-0,2804 * LH_MAD_MEDIAN) * \exp(0,0585 * LH_P90)$	10,07-19,48
VCC (m ³ /ha)	$9,1444 * LH_MAD_MEDIAN^{-0,8971} * LH_P70^{1,3963}$	51,38-428,02
W (T/ha)	$27,5667 * LH_MAD_MEDIAN^{-0,4677} * LH_P30^{0,8068}$	44,65-244,23

Tabla II.8 Calidad de las estimaciones para el estrato 26 (*Pinus pinaster*)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,814	61,52	19,61	-4,99	1,59	0,734	12	PRECISO
G (m ² /ha)	0,979	1,47	5,06	-0,04	0,13	0,925	16	MUY PRECISO
DG (cm)	0,743	2,14	6,12	-0,02	0,06	0,973	15	MUY PRECISO
Ho (m)	0,901	1,16	7,6	-0,02	0,14	0,951	16	MUY PRECISO
VCC (m ³ /ha)	0,771	55,75	25,79	-4,67	2,16	0,71	9	ADECUADO

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
W (T/ha)	0,646	37	26,56	-2,41	1,73	0,773	10	ADECUADO

Todos los modelos resultaron estadísticamente insesgados (con p-valores superiores a 0,71 y sesgos relativos que no superaron el 2,2%, siendo prácticamente nulos en DG y G con menos del 0,15%), con coeficientes de determinación ajustados que oscilaron entre el 64,6% para W y el 97,9% para G (alcanzando el 90,1% en Ho), y errores medios cuadráticos relativos comprendidos entre el 5,06% (G) y el 26,56% en el caso de W.

- Estrato 45 (*Quercus ilex*)

Tabla II.9 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato 45 (*Quercus ilex*)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$976,6909 * LH_P40^{-1} - 1,4796 * \exp(0,2871 * LH_IQ) * \exp(0,0254 * LFCC)$	368-2384
G (m ² /ha)	$1,626 * \exp(0,2857 * LH_IQ) * \exp(0,0264 * LFCC)$	4,17-24,95
DG (cm)	$4,7292 * LH_P40^{0,7593}$	8,67-16,09
Ho (m)	$2,851 * \exp(3,0028 * LH_CV) * \exp(-0,4448 * LH_SK)$	3,5-6,8
VCC (m ³ /ha)	$32,9833 * \exp(-0,603 * CANOPY) * \exp(0,0171 * LFCC_MEAN)$	15,66-67,82
W (T/ha)	$25,6574 * \exp(1,9506 * LH_CV) * \exp(0,0213 * LFCC_MEAN)$	30,73-127,04

Tabla II.10 Calidad de las estimaciones para el estrato 45 (*Quercus ilex*)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,707	322,48	27,59	19,53	1,67	0,798	10	ADECUADO
G (m ² /ha)	0,818	1,89	16,52	-0,29	2,5	0,535	10	ADECUADO
DG (cm)	0,339	1,89	16,44	-0,02	0,2	0,961	12	PRECISO
Ho (m)	0,68	0,56	10,51	-0,01	0,25	0,924	14	PRECISO
VCC (m ³ /ha)	0,428	11,85	27,93	0,74	1,74	0,8	10	ADECUADO
W (T/ha)	0,602	17,82	23,41	1,67	2,2	0,702	9	ADECUADO

Todos los modelos resultaron estadísticamente insesgados (con p-valores superiores a 0,53 y sesgos relativos moderados, comprendidos entre el 0,20% para DG y el 2,50% para G), con eficiencias explicativas más heterogéneas que oscilaron entre el 33,9% para DG y el 81,8% para G, y errores medios cuadráticos relativos que se mantuvieron entre el 10,51% (Ho) y el 27,93% en VCC, resultando todas las estimaciones clasificadas como adecuadas o precisas.

- Estrato RIB (vegetación de ribera)

Tabla II.11 Ecuaciones LiDAR aplicadas para el estrato RIB (vegetación de ribera)

Variable	Modelo LiDAR	Rango de datos de Y
N (pies/ha)	$289,0892 * \exp(0,3845 * LH_SD) * \exp(-3,8832 * LH_CV) * \exp(-0,0244 * LH_VAR) * \exp(-0,0614 * LH_P05) * \exp(0,0111 * LFCC_ALL)$	14,15-614,97
G (m²/ha)	$14,0645 * \exp(0,364 * LH_SD) * \exp(-3,8145 * LH_CV)$	0,63-33,41
DG (cm)	$25,8266 * \exp(0,0113 * LH_VAR) * \exp(0,0303 * LH_P05) * \exp(-0,0058 * LFC_C_ALL)$	8,79-47
Ho (m)	$17,1014 * \exp(0,0192 * LH_VAR) * \exp(-1,0637 * LH_CV) * \exp(0,0214 * LH_P05)$	5,3-33,33
VCC (m³/ha)	$160,7312 * \exp(0,0728 * LH_VAR) * \exp(-4,763 * LH_CV)$	1,68-306,89
W (T/ha)	$132,4477 * \exp(0,0734 * LH_VAR) * \exp(-5,1396 * LH_CV)$	2,19-215,62

Tabla II.12 Calidad de las estimaciones para el estrato RIB (vegetación de ribera)

Variable	R ² _{adj}	RMSE	RMSE (%)	Sesgo	Sesgo (%)	Sesgo (p-valor)	CAL	Etiqueta
N (pies/ha)	0,304	142,12	61,54	-54,13	23,44	0,004	1	IMPRECISO
G (m²/ha)	0,452	11,68	79,28	-3,77	25,58	0,019	2	IMPRECISO
DG (cm)	0,213	6,21	22,24	-0,18	0,66	0,833	10	ADECUADO
Ho (m)	0,558	5,65	29,26	-0,32	1,67	0,684	9	ADECUADO
VCC (m³/ha)	0,395	112,29	101,35	-39,09	35,28	0,022	1	IMPRECISO
W (T/ha)	0,432	77,34	93,23	-28,22	34,02	0,016	2	IMPRECISO

A diferencia del resto de estratos, los modelos para la vegetación de ribera presentaron marcadas limitaciones de calidad dasométrica. Mientras que Ho y DG resultaron estadísticamente insesgados (p-valores de 0,684 y 0,833, y errores cuadráticos relativos del 29,26% y 22,24%), las estimaciones de N, G, VCC y W exhibieron un sesgo significativo y negativo muy acusado (p-valores inferiores a 0,05 y subestimaciones sistemáticas del 23,4% al 35,3%), con coeficientes de determinación ajustados bajos que oscilaron entre el 21,3% (DG) y el 55,8% (Ho), y errores medios cuadráticos relativos críticos que alcanzaron el 101,35% en VCC, quedando catalogadas estas cuatro variables como imprecisas.

9 Anexo II. Informe de pérdidas de suelo.

Informe de Pérdidas de Suelo

18/08/2026

Estimación de erosión hídrica mediante RUSLE

La erosión hídrica constituye uno de los principales procesos de degradación del suelo, con importantes implicaciones para la productividad agrícola, la calidad del agua y la sostenibilidad de los ecosistemas. El presente informe presenta los resultados de la estimación de pérdidas de suelo por erosión hídrica mediante el modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), aplicado de forma automatizada mediante teledetección y bases de datos públicas.

El modelo RUSLE es una ecuación empírica ampliamente validada que estima la pérdida media anual de suelo mediante la siguiente expresión:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

donde A representa la pérdida de suelo (T/ha/año), R es el factor de erosividad de la lluvia (MJ·mm/ha·h·año), K es el factor de erodabilidad del suelo (t·h/MJ·mm), LS es el factor topográfico (adimensional), C es el factor de cobertura vegetal (adimensional) y P es el factor de prácticas de conservación (adimensional).

Este análisis se ha realizado mediante un flujo de trabajo automatizado que integra múltiples fuentes de datos geoespaciales de acceso abierto: cartografía oficial de erosividad (MITECO), propiedades edáficas globales (SoilGrids 250m), modelos digitales de elevación (PNOA-MDT05) e imágenes satelitales multiespectrales (Sentinel-2 L2A). La metodología implementada permite la evaluación objetiva y reproducible de la erosión a escala regional, proporcionando información espacialmente explícita para la planificación de medidas de conservación del suelo.

1. Metodología de cálculo de factores

1.1. Factor R - Erosividad de la lluvia

El factor R cuantifica el efecto erosivo de la energía cinética de la lluvia y su intensidad sobre el suelo desnudo. Este factor integra la agresividad climática mediante el producto de la energía cinética total de la tormenta y su intensidad máxima en 30 minutos (índice EI_{30}), acumulado para todas las tormentas del año.

Para este estudio se ha utilizado la cartografía oficial del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), disponible a través del servicio WMS del Sistema de Información Geográfica de Datos Agrarios. Esta capa proporciona valores de erosividad calculados a partir de series históricas de precipitación mediante la metodología de Renard et al. (1997), expresados en MJ·mm/(ha·h·año). Los valores se obtienen mediante consulta automatizada al servicio web, extrayendo el valor medio para el área de estudio.

1.2. Factor K - Erodabilidad del suelo

El factor K representa la susceptibilidad intrínseca del suelo a la erosión, determinada por sus propiedades físicas y químicas. Este factor refleja la resistencia del suelo al desprendimiento de partículas por el impacto de las gotas de lluvia y al transporte por escorrentía superficial.

El cálculo se realizó mediante la fórmula EPIC (Williams et al., 1990) a partir de datos de textura (arena, limo, arcilla) y carbono orgánico del suelo obtenidos de SoilGrids 250m v2.0 (ISRIC). Esta base de datos global proporciona predicciones de propiedades edáficas a múltiples profundidades mediante técnicas de aprendizaje automático aplicadas a perfiles de suelo georreferenciados. Para este análisis se utilizó la capa superficial (0-5 cm), que es la más relevante para procesos erosivos.

$$K = f_{sand} \times f_{sl-cl} \times f_{hisand} \times f_{orgc} \times 0.1317$$

donde:

$f_{sand} = 0.2 + 0.3 \times \exp[-0.0256 \times sand \times (1 - silt/100)]$ penaliza suelos con alto contenido de arena;

$f_{sl-cl} = [silt / (clay + silt)]^{0.3}$ refleja la relación limo/arcilla;

$f_{hisand} = 1.0 - [0.25 \times C / (C + \exp(3.72 - 2.95 \times C))]$ con $C = clay/100$ reduce K en suelos arcillosos;

$f_{orgc} = 1.0 - [0.25 \times SOC / (SOC + \exp(3.72 - 2.95 \times SOC))]$ reduce K en suelos con alta materia orgánica.

El factor 0.1317 convierte las unidades al sistema métrico de RUSLE: t·h/(MJ·mm). La fórmula EPIC captura los efectos no lineales de la textura y la materia orgánica sobre la cohesión y estabilidad estructural del suelo. Específicamente, f_{sand} penaliza suelos arenosos que presentan menor cohesión; f_{sl-cl} refleja cómo la proporción de limo respecto a arcilla afecta la resistencia del agregado; f_{hisand} reduce la erodabilidad en suelos arcillosos debido a su mayor adhesión; y f_{orgc} disminuye K en suelos ricos en materia orgánica que poseen mejor estructura y estabilidad de agregados. En conjunto, estos subfactores representan los mecanismos físico-químicos que controlan la resistencia del suelo al desprendimiento de partículas durante eventos de lluvia erosiva.

1.3. Factor LS - Topografía

El factor LS representa el efecto combinado de la longitud de ladera (L) y la pendiente (S) sobre la capacidad de transporte de sedimentos y la energía erosiva del flujo superficial. Este factor es crítico en RUSLE porque captura cómo la topografía modula la erosión a través de dos mecanismos complementarios: (1) la longitud de ladera controla la distancia de acumulación de escorrentía y, por tanto, la cantidad de agua disponible para erosionar; y (2) la pendiente determina la velocidad del flujo y su capacidad de arrastre. A diferencia de los métodos tradicionales diseñados para parcelas experimentales, este análisis utiliza un enfoque basado en Sistemas de Información Geográfica que captura la complejidad topográfica de paisajes naturales mediante Modelos Digitales de Elevación.

Fuente de datos y procesamiento hidrológico:

Los datos topográficos provienen del Modelo Digital del Terreno del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA-MDT05), disponible a través del Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG). Este modelo proporciona elevaciones con resolución de 5 metros y exactitud vertical de $\pm 1-2$ metros en terrenos llanos, derivado de datos LiDAR (Light Detection and Ranging) del segundo plan nacional de vuelos. La resolución de 5 metros es particularmente ventajosa para capturar características topográficas relevantes para procesos erosivos (surcos, vaguadas, cambios de pendiente) que serían invisibles a resoluciones más gruesas, pero manteniendo eficiencia computacional para análisis a escala regional.

El procesamiento hidrológico del MDT incluye los siguientes pasos automatizados:

1. **Relleno de depresiones:** Eliminación de celdas aisladas con elevación inferior a sus vecinos (sinks o depresiones), que representan artefactos del LiDAR o representación digital inadecuada. Este paso es fundamental para asegurar flujo continuo de agua desde divisorias hacia drenajes.

2. **Cálculo de dirección de flujo:** Determinación de la dirección de máxima pendiente descendente en cada píxel mediante el algoritmo D8 (8 direcciones), que asume que el agua fluye hacia una de las 8 celdas adyacentes. D8 es más robusto que D4 para capturar flujos diagonales en terrenos complejos.

3. **Acumulación de flujo:** Cálculo iterativo del número de celdas contribuyentes aguas arriba de cada píxel, que se convierte en el área contribuyente ($A_{i,j-in}$) expresada en m^2 . Este proceso es fundamental para el cálculo del componente L, ya que simula cómo se concentra el escurrimiento en vaguadas y drenajes. Estos cálculos se implementan mediante la librería pysheds, que proporciona operaciones eficientes en raster.

El cálculo del factor LS se realizó mediante el algoritmo de Desmet & Govers (1996), que extiende la teoría clásica de USLE a terrenos complejos naturales mediante el uso del área contribuyente unitaria derivada del MDT procesado. Esta aproximación es más realista que métodos simples basados en pendiente local únicamente, porque reconoce que la erosión es determinada tanto por condiciones locales como por el flujo acumulado desde aguas arriba.

Componente L (Longitud de ladera):

El componente L cuantifica el efecto de la longitud de la ladera sobre la energía y caudal del flujo en un píxel dado. El cálculo utiliza la ecuación general de {metodo_LS}:

$$L_{i,j} = [(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}] / [D^{m+2} \times (m+1) \times (22.13)^m]$$

donde:

- $A_{i,j-in}$ es el área contribuyente aguas arriba (m^2), acumulada mediante análisis de flujo hidológico del MDT. Refleja cuánta agua de escorrentía se concentra en el píxel analizado. Un área mayor implica mayor caudal y, por tanto, mayor capacidad erosiva.
- D es la resolución del raster (5 m en nuestro caso), que normaliza los cálculos para permitir comparabilidad entre análisis con distintas resoluciones.
- m es el exponente de longitud, un parámetro que varía con la pendiente local y refleja cómo cambia la relación entre longitud de ladera y erosión según el régimen de flujo. Se calcula de forma espacialmente variable mediante la ecuación empírica de Desmet & Govers (1996): $\beta = [\sin\theta / 0.0896] / [3.0 \times (\sin\theta)^{0.8} + 0.56]$ y luego $m = \beta / (1 + \beta)$. Esta formulación captura que en pendientes suaves domina la erosión laminar (transporte difuso), donde el exponente es menor (~0.3-0.4), mientras que en pendientes fuertes domina la erosión en surcos (flujo concentrado), donde el exponente es mayor (~0.5-0.6).
- El factor $(22.13)^m$ es una normalización derivada de la parcela estándar de USLE (22.13 m de largo), que permite comparar resultados con valores de L de parcelas experimentales. Asegura que un píxel sobre una ladera de 22.13 m y pendiente 9% tenga un valor de $L \approx 1$.

Componente S (Pendiente):

El componente S cuantifica cómo la inclinación del terreno afecta la erosión. Utiliza una formulación segmentada según Renard et al. (1997) que mejora significativamente la precisión en pendientes pronunciadas respecto a la ecuación simple original de USLE. La formulación reconoce que los mecanismos de erosión cambian según la magnitud de la pendiente:

- **Pendientes suaves ($\tan\theta < 0.09$, aprox. $< 5^\circ$):** $S = 10.8 \times \sin\theta + 0.03$ — Domina la erosión laminar (sheet erosion), donde las gotas de lluvia impactan directamente el suelo y transportan sedimento de forma dispersa. El término 0.03 refleja que incluso en pendientes muy suaves ocurre erosión. Aquí θ es el ángulo de pendiente derivado de la máxima pendiente local calculada entre celdas adyacentes del MDT.
- **Pendientes intermedias ($0.09 \leq \tan\theta < 0.50$, aprox. $5-27^\circ$):** $S = 16.8 \times \sin\theta - 0.50$ — Zona de transición donde comienzan a formarse surcos (rills) iniciales. El flujo de agua se vuelve concentrado pero aún discontinuo. La tasa de erosión es más sensitiva a cambios de pendiente.
- **Pendientes pronunciadas ($\tan\theta \geq 0.50$, aprox. $> 27^\circ$):** $S = 21.91 \times \sin\theta - 0.96$ — Domina la erosión en surcos profundos (gully erosion), donde flujos concentrados generan erosión lineal muy severa. A estas

pendientes, factores adicionales como desprendimientos pueden ser importantes, pero RUSLE sigue siendo una aproximación válida para erosión hídrica. El coeficiente más alto (21.91) refleja la sensibilidad exponencial de la erosión a cambios de pendiente en este régimen.

El factor LS resultante es el producto $L \times S$ en cada píxel, integrando los efectos de la longitud de ladera acumulada y la pendiente local. Valores típicos oscilan entre 0.1 en áreas planas o cóncavas hasta >20 en vaguadas pronunciadas. El LS resultante es espacialmente heterogéneo y refleja fielmente la estructura topográfica del terreno, proporcionando un control fundamental sobre la distribución espacial predicha de la erosión.

1.4. Factor C - Cobertura vegetal

El factor C se derivó de imágenes Sentinel-2 mediante el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) como proxy de la densidad de biomasa. Se aplicó el método exponencial de Van der Knijff et al. (2000), diseñado para evaluación regional de erosión en Europa:

$$C = \exp[-\alpha \times NDVI / (\beta - NDVI)]$$

con $\alpha = 2$ (parámetro de forma) y $\beta = 1$ (parámetro de escala). Esta formulación captura la protección desproporcionadamente alta que proporciona la vegetación inicial contra el impacto de las gotas de lluvia. Se aplicó máscara de calidad (SCL) para filtrar nubes, sombras y nieve, y se seleccionó el píxel de mínima nubosidad en una ventana temporal de 90 días. El rango de salida se restringió a [0.001, 1.0].

1.5. Factor P - Prácticas de conservación

El factor P refleja el efecto de las prácticas de conservación del suelo (terrazas, cultivo en contorno, etc.) sobre la erosión. En ausencia de información específica sobre prácticas de manejo, se asignó un valor uniforme introducido manualmente. $P = 1.0$ indica ausencia de prácticas de conservación; valores menores indican reducción de la erosión por dichas prácticas.

2. Resultados

La aplicación del modelo RUSLE al área de estudio ha permitido estimar las pérdidas de suelo por erosión hídrica. A continuación se presentan los valores de los factores utilizados y las estadísticas descriptivas de los resultados obtenidos.

Tabla 1. Factores del modelo RUSLE

Factor	Valor/Rango	Unidades
R	99.17	MJ·mm/ha·h·año
K	0.1872 ± 0.0313	t·h/MJ·mm
LS	5.44 ± 7.94	adimensional
C	0.481 ± 0.210	adimensional
P	1.00	adimensional

Tabla 2. Estadísticas descriptivas de pérdidas de suelo (T/ha/año)

Estadístico	Valor	Estadístico	Valor
Media	47.34	Mínimo	-2.85
Mediana	20.39	Máximo	832.45
Desv. estándar	77.09	Percentil 90	117.72
Percentil 25	8.45	Percentil 95	185.82

Tabla 3. Distribución por niveles de erosión

Nivel (T/ha/año)	Área (%)	Nivel (T/ha/año)	Área (%)
0-5	13.86	5-12	19.47
12-25	21.56	25-50	18.24
50-100	13.49	100-200	7.93
>200	4.41		

El área presenta niveles de erosión altos en promedio. Se detectan valores superiores a 200 T/ha/año (5.5% del área), que pueden deberse a afloramientos rocosos, zonas sin vegetación o interrupciones del medio que estarían sesgando los resultados. La interpretación se basa en la media de valores entre 0-200 T/ha/año (34.66 T/ha/año).

3. Análisis gráfico

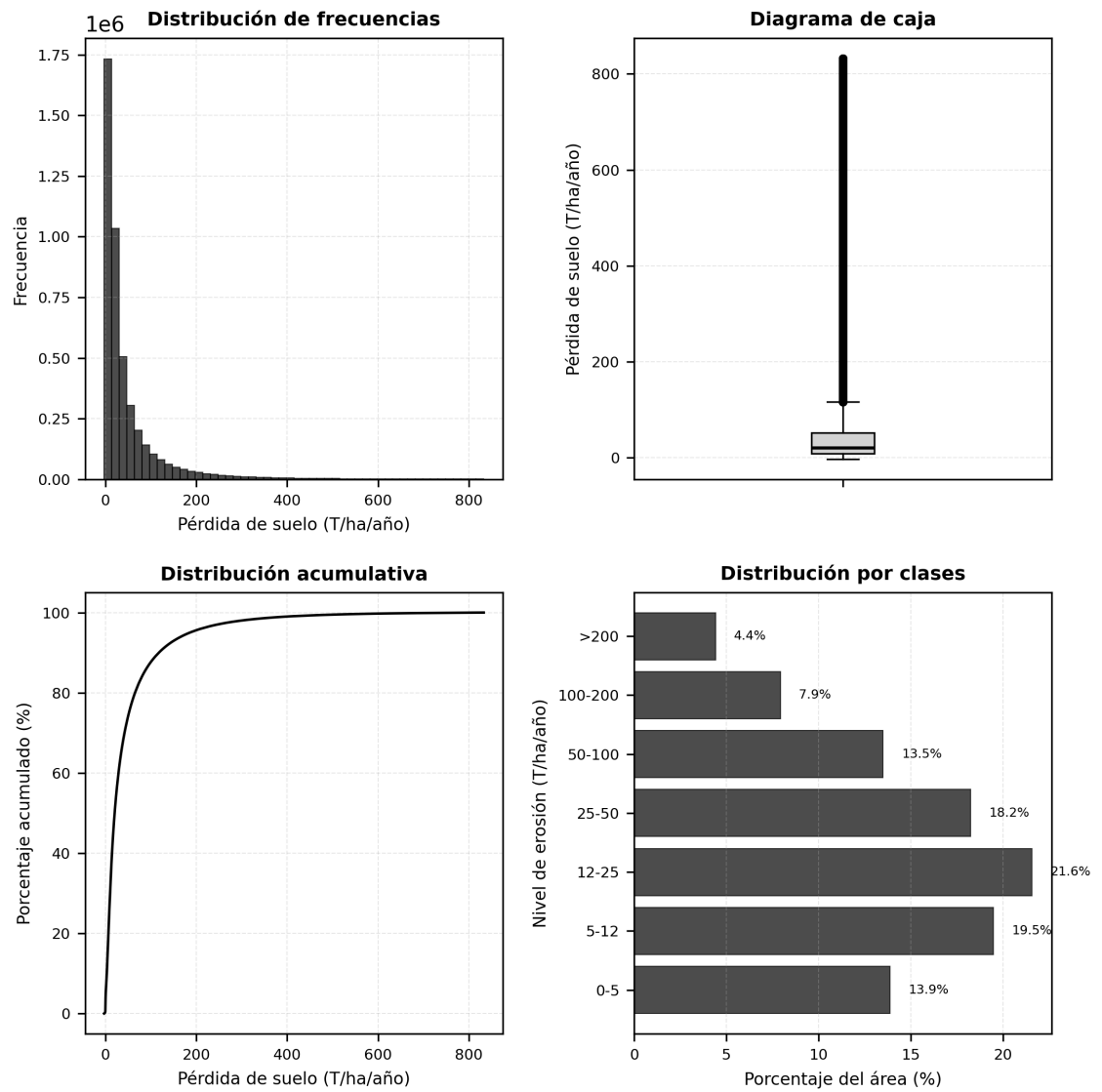


Figura 1. Análisis estadístico de las pérdidas de suelo

4. Cartografía

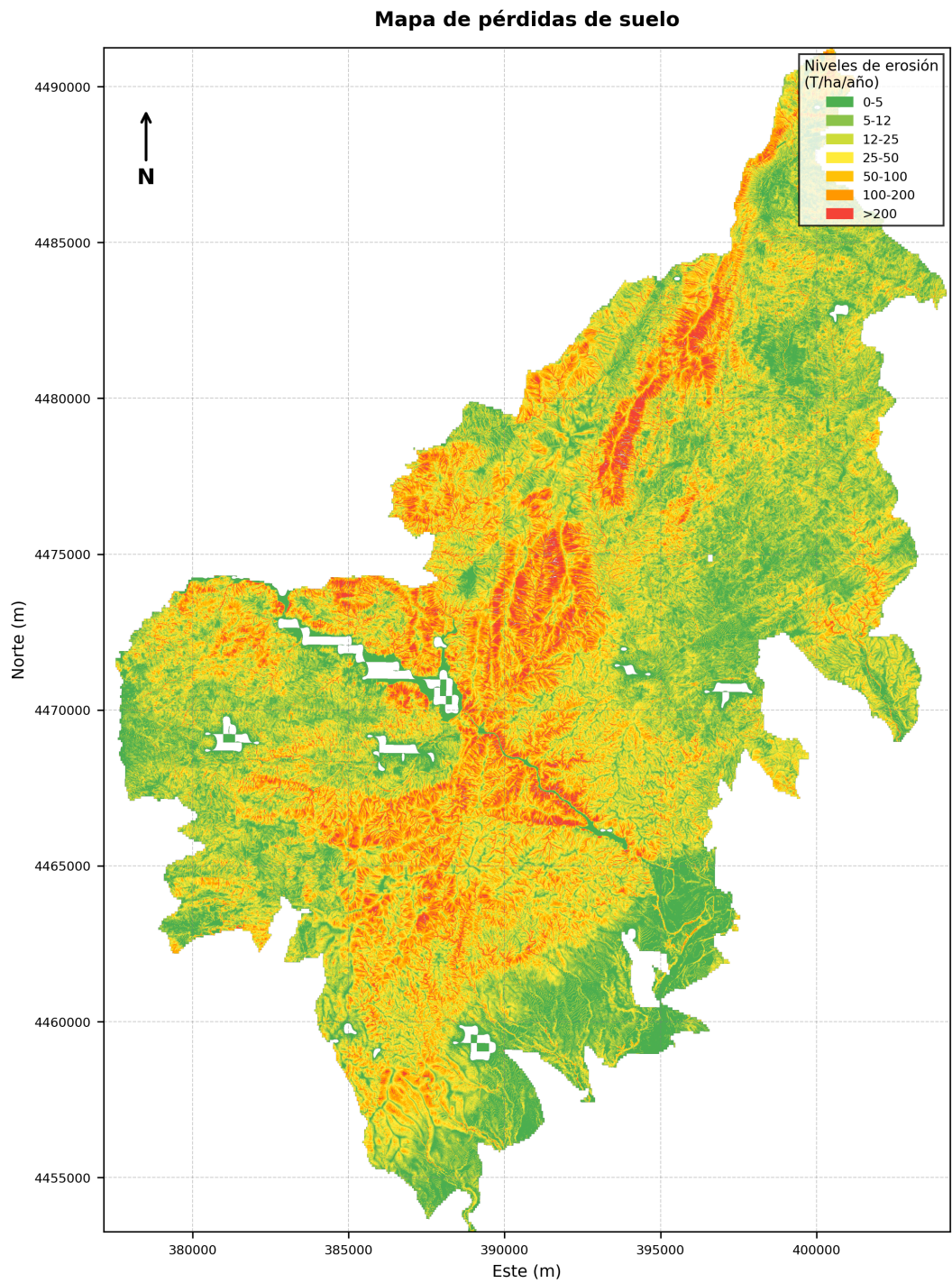


Figura 2. Mapa de pérdidas de suelo clasificado por niveles de erosión

Referencias

Desmet, P. J. J., & Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427-433.

Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B. M., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M. A., Vargas, R., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Leenaars, J. G. B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., & Kempen, B. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE*, 12(2), e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>

Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M. P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., & Alewell, C. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment*, 511, 801-814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Agriculture Handbook No. 703.

Williams, J. R., Jones, C. A., & Dyke, P. T. (1984). A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*, 27(1), 129-144. <https://doi.org/10.13031/2013.32748>

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.