

# 9CFE-1489



Organiza

# Estimación a largo plazo de variables estructurales y perturbaciones en los bosques de la España continental

TANASE, M. (1); MIGUEL, S. (1); MARTINI, J.P. (1); VITALI MIRANDA, P. (1); GARCIA GARCIA, D. (1); RUIZ-BENITO, P. (2)

(1) Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Madrid

(2) Departamento de Ciencias de la Vida Universidad de Alcalá, Madrid

#### Resumen

FORESTAL ESPAÑOL 2025 | 16-20

GIJÓN JUNIO

La evaluación continua de los bosques es esencial para el desarrollo, implementación y validación de políticas forestales que requieren información a largo plazo sobre la estructura, dinámica y el régimen de perturbación de los bosques. El uso de tecnologías de teledetección permite obtener información estructural de los bosques a gran escala (altura, fracción de cabida cubierta) a lo largo de períodos prolongados, así como el seguimiento de las perturbaciones forestales. Aprovechando los archivos de Landsat a largo plazo, hemos estimado los cambios en la estructura de los bosques en varias regiones, así como su régimen de perturbación.

A nivel nacional, desde la década de los 1990, la fracciona de cabida cubierta promedia ha aumentado del 31.8 al 41.0 (±0.002%) mientras que la altura media ha pasado de 5.4 a 7.2 (±0.0003 m). El valor medio de biomasa aérea ha aumentado de 51.4±1.7 t/ha a 63.1±2.1 t/ha en los bosques mediterráneos mientras que en los bosques templados el valor medio ha aumentado de 82.9±2.8 t/ha a 96.8±2.0 t/ha. Durante el mismo período, cuantificamos más de 3 millones de parches forestales perturbados que cubren unos 4.5 Mha en la España continental. Estos resultados tienen importantes implicaciones, ya que confirman que la estructura forestal y los regímenes de perturbación en la España continental están cambiando y, por lo tanto, deben ser considerados en la planificación estratégica para el desarrollo e implementación de políticas forestales.

# Palabras clave

Teledetección, perturbaciones, estructura forestal, series temporales, CCDC-SMA

# 1. Introducción

Durante el último siglo, los factores medioambientales y antropogénicos han causado graves amenazas a la integridad de los ecosistemas forestales, lo que ha provocado la degradación del hábitat y pérdidas de servicios (Senf et al. 2017). Dado que la dinámica forestal está profundamente conectada con el clima, la preocupación por el impacto del cambio global en los regímenes de perturbación está aumentando (Seidl et al.; 2017). Muchos ecosistemas forestales han experimentado incrementos en la tasa, magnitud y frecuencia de las



perturbaciones, alcanzando niveles sin precedentes (Millar y Stephenson 2015). Estudios recientes sugieren cambios temporales generalizados en los regímenes de perturbación forestal a nivel global, que podrían alterar de manera irreversible los ecosistemas forestales, la biodiversidad, las funciones y los servicios (Patacca et al.; 2022). A nivel global, cada año se pierden aproximadamente 67 millones de hectáreas de bosques debido a los incendios forestales, mientras que otros 10 millones de hectáreas se ven afectadas por agentes bióticos como insectos y enfermedades (Lierop et al. 2015). Solo en Europa, el 17% de los bosques se han visto afectados por algún tipo de perturbación en los últimos 20 años (Senf y Seidl 2020). En 2022, la Unión Europea experimentó el segundo peor año en cuanto a incendios forestales, con cerca de 0,84 millones de hectáreas calcinadas, de las cuales el 38% (0,315 millones de hectáreas) se registraron en España. De hecho, el 2022 fue el peor año en una década, caracterizándose por un aumento del triple de la superficie quemada con respecto a las medias decenales en España (San-Miguel-Ayanz 2023). Por lo tanto, la información detallada sobre las perturbaciones forestales es esencial para entender su dinámica, establecer niveles de referencia, predecir trayectorias futuras, y desarrollar estrategias de adaptación en respuesta al cambio global (Turner y Seidl, 2023).

El seguimiento coherente de las variables estructurales de los bosques (por ejemplo, altura, fracción cabida cubierta, biomasa aérea) y de las perturbaciones es esencial para estimar las emisiones de carbono relacionadas, analizar la degradación forestal, evaluar la eficacia de la gestión forestal, comprender la dinámica de los ecosistemas y predecir las trayectorias futuras en respuesta a los retos medioambientales actuales (Lang et al. 2023, Turner y Seidl, 2023). La relevancia de dicha información explica por qué los informes internacionales sobre el cambio y la degradación de los bosques están aumentando sus requisitos de información (Mackey et al.; 2015). A consecuencia, los gestores del territorio necesitan invierten grandes cantidades de esfuerzo y recursos en estimar los atributos estructurales de los bosques y monitorizar su dinámica para múltiples objetivos (Hudak et al. 2020), siendo las tecnologías de teledetección el pilar de muchos programas centrados en la gestión del uso del suelo, la asignación de recursos y la monitorización medioambiental. En este contexto, la información in situ adquirida dentro de inventarios forestales basados en muestreos sistemáticos se utiliza a menudo para extrapolar los atributos forestales a todo el territorio a través de métodos de modelización o imputación (Johnson et al. 2020; Nguyen et al. 2018). Además, utilizando series temporales largas adquiridas por misiones satelitales como Landsat, es posible extender el contenido de la información a áreas amplias y a lapsos de tiempo mayores (Coops et al. 2021) para comprender la dinámica de los ecosistemas forestales y los cambios a través del tiempo y el espacio (Caughlin et al. 2021; Hudak et al. 2020). Del mismo modo, las plataformas de computación en la nube permiten implementar métodos de seguimiento de las perturbaciones forestales que aprovechan todas las observaciones disponibles interanuales y fenológicas, para extraer tendencias detectando tanto perturbaciones de alta intensidad (sustitución de rodales) como las de baja intensidad (Vogelmann et al.; 2016). La Detección y Clasificación Continua de Cambios basada en el Análisis de Mezcla Espectral (CCDC-SMA en su acrónimo inglés) propuesto por Chen et al. (2021) combina el CCDC (Zhu y Woodcock, 2014) con el SMA (Souza et al.; 2005) para fomentar el análisis de series temporales densas. El CCDC-SMA ha sido particularmente eficaz en la detección de



perturbaciones de alta y baja intensidad en bosques tropicales y templados (Chen et al.; 2021; Cortner et al.; 2024).

### 2. Objetivos

Utilizando tales enfoques, evaluamos las tendencias históricas (1985-2023) de los atributos estructurales (altura, fracción cabida cubierta, y biomasa aérea) en los bosques españoles de la península a nivel regional y detectamos las perturbaciones forestales en la España continental durante el mismo periodo. Este artículo resume y los resultados presentados en Miguel et al. (2024) y extiende el análisis de Tanase et al. (2024) a la España peninsular.

#### 3. Metodología

El área de estudio es la España peninsular con un amplio rango de gradientes climáticos y altitudinales distribuidos en dos biomas principales, el templado en el norte y el mediterráneo en el resto del territorio. Los bosques de frondosas cubren alrededor de 10,1 Mha, los de coníferas 6,8 Mha y los mixtos 1,4 Mha. Las especies dominantes son *Quercus ilex* (15,3%), *Pinus halepensis* (11,4%) y *Pinus sylvestris* (5,7%) (Bravo et al.; 2017). Desde mediados de la década de 1970, los bosques en España se han expandido como resultado de plantaciones iniciadas en la década de 1940. Además, la sucesión natural se vio impulsada por el abandono de las zonas rurales y la intensificación de la agricultura (Vadell et al.; 2022, 2016).

Los atributos estructurales de los bosques se modelaron utilizando marcos existentes (Bolton et al. 2020; Hudak et al. 2020) con cambios relacionados con el uso de datos LiDar multitemporales, realizado con datos in situ provenientes del cuarto Inventario Forestal Nacional (un muestreo sistemático realizado sobre zonas forestales con una parcela cada km<sup>2</sup>), y el uso de estadísticas anuales (percentiles) de la reflectividad de la superficie estimadas a partir de series temporales Landsat como variables predictoras. Brevemente, los datos del primer inventario nacional lidar (2008-2015) se utilizaron para estimar los atributos forestales de referencia de manera directa (altura del dosel y la fracción de cabida cubierta - FCC) o indirecta (biomasa aérea) a través de modelos no paramétricos entrenados con datos estructurales calculados a partir de información del Inventario Forestal Nacional. Se entrenaron modelos no paramétricos adicionales s para predecir los atributos forestales de referencia (derivados del LiDaR) a través de imágenes de satélite Landsat. Estos últimos modelos se utilizaron para generar crono-secuencias (paso anual) para cada atributo forestal de interés (altura, FCC, biomasa aérea). La transferibilidad temporal de los modelos se comprobó de forma independiente utilizando como referencia atributos estructurales estimados a partir del segundo vuelo lLiDar nacional (2015-2021). En Tanase et al. (2024) se ofrece una descripción detallada de cada paso.

Las perturbaciones forestales se detectaron utilizando una versión adaptada a las condiciones locales del algoritmo CCDC-SMA. SMA se utilizó para cuantificar la fracción de cinco clases de cubierta pura (es decir, endmembers): vegetación verde (GV, del inglés 'green vegetation'), vegetación no fotosintética (NPV, del inglés 'non-photosynthetic vegetation'), suelo, sombra y nubes calculados a partir de la reflectancia de la superficie Landsat utilizando bibliotecas espectrales



desarrolladas localmente par GP y NPV. El Índice de Fracción de Diferencia Normalizada (NFDI, del inglés 'Normalizad Difference Fraction Index'), calculado a partir de los endmembers a nivel de píxel, se utilizó dentro del algoritmo CCDC. El CCDC utiliza modelos armónicos calibrados con las 12 primeras observaciones de una serie, para predecir endmembers individuales y valores NDFI para cualquier fecha posterior. La detección de perturbaciones se basa en la comparación de las predicciones del modelo armónico con las nuevas observaciones. Para validar las perturbaciones detectadas se utilizaron una base de datos generada mediante la interpretación visual de imágenes aerotransportadas de muy alta resolución (ortofotografía PNOA 2016-2020), la base de datos nivel 1 del International Cooperative Programme (ICP) (ICP Forests, 2023), y la base de datos europea de mortalidad de árboles inducida por la sequía y el calor (1987-2017) de Caudullo y Barredo (2019). Más detalles sobre los métodos están disponibles en Miguel et al. (2024). Las cronosecuencias de atributos y perturbaciones forestales se utilizaron para caracterizar las tendencias a escala regional y peninsular.

# 4. Resultados

Para todas las variables forestales se observaron tendencias ascendentes (pendiente positiva) desde 1985 en la mayoría de las regiones. Las estimaciones interanuales varían dependiendo de la comunidad autónoma (Figura 1). Por ejemplo, es en la comunidad de Madrid la tendencia ascendente es estable mientras que en Murcia o la comunidad Valenciana se observa una mayor variación interanual. Para los últimos años (2019-2023) la tendencia muestra valores decrecientes en el País Vasco en concordancia con la gran superficie de bosques de pino radiata afectados por hongos (*Mycosphaerella sp.*) en 2017 y 2018.

A nivel peninsular, el cambio, entre los valores promedios de los primeros cinco años (1985-1989) y los últimos cinco años (2019-2023) del periodo analizado (Tabla 1) ha sido más acentuado para la altura (+34%) y FCC (+29%) en comparación con biomasa (+17%). La altura media del bosque aumentó de 5,4 m a 7.1 ( $\pm$  0,002) m mientras el FCC aumentó de 31.8 a 41.0 ( $\pm$ 0.002). Por biomas, en el mediterráneo los aumentos de valores promedios de altura, FCC y biomasa aérea (37.6%, 36.2%, y 22.8% respectivamente) superaron de manera significativa los valores observados en los bosques templados (25.8%, 25.4% y 16.7% respectivamente). Las comunidades autónomas que ha registrado los mayores cambios en los valores promedios de altura, fracción de cabida cubierta, y biomasa aérea han sido Castilla La Mancha, Murcia y Extremadura, respectivamente.





Figura 1 Tendencias temporales en el valor promedio de altura (H, panel superior), fracción de cabida cubierta (FCC, centro), y biomasa aérea (AGB, panel inferior) en el periodo 1985-2023 a nivel peninsular. Valores anuales suavizados con un modelo de regresión local (LOESS - locally estimated scatterplot smoothing).



Tabla 1 Valores promedios de las variables estructurales por comunidad autónoma al principio (1985-1989) y final (2019-2023) del periodo analizado.

Variabl e	Altura (m)	FCC (%)	Biomasa aérea (t/ha)									
Comuni dad autóno ma	1985-	1989	2019-	2023	1985-	1989	2019-	2023	1985-	1989	2019-	2023
Andaluc ía	$4.6\pm0.1$	$5.9\pm0.3$	28 ± 0.7	33.8 ± 2.2	-				-			
Aragón	$5.2 \pm 0.4$	$7.1 \pm 0.4$	37.9 ± 2.1	50.4 ± 1.9	56 ± 3.6	71.2 ± 4.7						
Asturias	9.7 ± 0.6	13.6 ± 0.2	43.4 ± 2.5	57.4 ± 1	92.2 ± 4.8				111.5 ± 1.2			
Cantabr ia	$9.2\pm0.6$	11.5 ± 0.5	47.9 ± 2.5	53.3 ± 1.2	134.3 ± 2.9	$149.1\pm2.6$						
Castilla La Mancha	3.6 ± 0.3	5.4 ± 0.3	25.2 ± 1.2	34.4 ± 2	48.3 ± 1.6	49.8 ± 3.2						
Castilla y León	$5.5\pm0.6$	$7.1\pm0.4$	29 ± 2.7	41.9 ± 2.2	63.9 ± 3.5				74.7 ± 4.2			
Catalun ya	$7.5 \pm 0.3$	$9.4\pm0.6$	49 ± 2.2	59 ± 3	79.1 ± 3.9	92.6 ± 6						
Extrema dura	$3.2\pm0.3$	$4.6\pm0.4$	20.2 ± 2	28.5 ± 3.2	34.7 ± 3.8	49.6 ± 5.6						
Galicia	$6.4 \pm 0.7$	$9.4 \pm 0.3$	32 ± 2.8	32.9 ± 1.7	108.2 ± 6.3	128.9 ± 2.1						
La Rioja	8.2 ± 0.7	9.7 ± 0.5	46.6 ± 2.6	57.2 ± 1.2	100 ± 6.4	115.7 ± 4.5						
Madrid	$4.6 \pm 0.5$	$6.7\pm0.3$	33.4 ± 3.1	45.2 ± 1.7	57.4 ± 4.6	75.7 ± 3.7						
Murcia	$3.3 \pm 0.4$	$4.8 \pm 0.3$	23.8 ± 2.7	39.2 ± 2.8	20.1 ± 1.8	27.9 ± 1.6						
Navarra	9.7 ± 1.6	12.1 ± 0.6	47.3 ± 3.3	52.7 ± 2.2	127.4 ± 16.1				$140 \pm 6.4$			
País Vasco	12.7 ± 1.3	14.1 ± 0.6	51 ± 3.1	52.8 ± 3	156.6 ± 12.3				171.3 ± 4.9			
Valenci a	5.1 ± 0.6	7.4 ± 0.5	33.9 ± 3.8	49.5 ± 2.6	-				-			

Más de 3,3 millones de manchas forestales que cubren 4,5 Mha fueron perturbadas entre 1985 y 2023 (Figura 2), siendo 2022, 2001 y 2005 los años con mayor superficie perturbada. La mayoría de estas alteraciones se clasificaron como sustitución de rodales (90%). Por término medio, los bosques tardaron 15 ( $\pm$  0,95) años en recuperarse tras una perturbación (es decir, el número de años que tarda un píxel en alcanzar el nivel NDFI anterior a la perturbación) o en experimentar una nueva. El verano y el otoño fueron las estaciones con mayor número de perturbaciones detectadas, el 74% se produjeron entre julio y noviembre. La España continental se caracteriza por una alta ocurrencia de pequeñas perturbaciones (80% por debajo de 2 ha) de severidad media-alta (75%). El patrón



espacial del tamaño y la severidad de las perturbaciones siguió un marcado gradiente de norte a sur, observándose las mayores en la transición entre los dos biomas principales. Se observaron manchas de perturbación ligeramente mayores en el bioma mediterráneo que en el templado, 1,6





frente a 1,4 ha de media, y los bosques de agujas mostraron perturbaciones significativamente mayores y más severas que los bosques mixtos y latifoliados. Desde finales de los 80, las perturbaciones forestales en la España continental han disminuido tanto en tamaño como en severidad, con una tasa media anual de cambio del -1,3% y -0,1% respectivamente. Por el contrario, se ha observado una tendencia positiva en la frecuencia durante el mismo periodo (+3,4% anual).

La precisión global, considerando áreas estables y áreas perturbadas, fue del 85 [81,8, 87,9] % (p < 0,05), con errores de omisión y comisión inferiores al 16% (Tabla 2). Al considerar también áreas con posibles perturbaciones la precisión aumentó al 89,7% [92,1, 86,9], con una disminución significativa de los errores de omisión y comisión. En comparación con los productos existentes, nuestra base de datos mostró el error de omisión más bajo para áreas con perturbaciones (14,4%) frente al 23,5% de Hansen et al. (2013) y el 47,3% de Senf y Seidl (2021). Además, se ha mejorado la detección de eventos de defoliación (según datos de referencia de ICP-Forests) y a la mortalidad por sequía (Caudullo & Barredo, 2019), ya que detectamos una mayor proporción de las áreas afectadas (45%) en comparación con Senf & Seidl (2021) (10,8%) y Hansen et al. (2013) (6,9%).



Tabla 2 Matriz de confusión basada en datos de referencia derivados a través de fotointerpretación de imágenes de alta resolución adquiridas en el proyecto PNOA

Referencia	/ Mapa	Estable	Afectado		Omisión error Comisión error
Estable	234	40	274	15.5%	14.6%
Afectado	43	237	280	14.4%	15.4%
Total	277	277	544	Global	85.0%

#### 5. Discusión

A través de este análisis hemos estimado tanto variables estructurales forestales como las áreas afectadas por perturbaciones en las últimas cuatro décadas utilizando repositorios de series temporales de teledetección para comprender la evolución de las áreas forestales en las últimas cuatro décadas a nivel regional y nacional de la España peninsular. Las estimaciones, consistentes en cuanto se comparan con las métricas estimadas a partir del 2º y 3er vuelo lidar (datos no mostrados), sugieren que el enfoque propuesto puede ser utilizado para evaluar tendencias a largo plazo de variables estructurales a nivel regional. Sin embargo, a nivel de píxel, los mayores errores observados pueden limitar la utilidad de las estimaciones, particularmente para los bosques altos y densos del norte peninsular. Estas limitaciones eran de esperar dada la sensibilidad inherente de los sensores ópticos a la cubierta forestal (Hansen et al. 2013) y sus limitaciones a la hora de estimar la estructura vertical (Goetz y Dubayah 2011). El análisis temporal mostró tendencias coherentes durante las últimas cuatro décadas para todas las regiones, caracterizándose los bosques por un aumento del valor medio para todas las variables analizadas, de acuerdo con tendencias observadas con índices multiespectrales (Kourhy y Coomes, 2020). Se han observado mayores diferencias entre el principio y el final del periodo de observación en los bosques mediterráneos en comparación con los bosques templados, que podrían deberse una gestión forestal activa en el norte peninsular donde se encuentran los bosques más productivos que se gestionan para optimizar las talas anuales. Los resultados para bosques mediterráneos concuerdan con estudios realizados en regiones comparables (Delgado-Artés et al. 2022). El uso de una máscara forestal estática sugiere que los valores medios observados están relacionados con cambios en la estructura forestal a lo largo del periodo estudiado.

El área afectada por perturbaciones fue más extensa que la estimada anteriormente en Hansen et al. (2018) o Senf & Seidl (2021), con aproximadamente 4,5 Mha de bosque afectadas entre 1985 y 2023. Estas diferencias pueden deberse a (i) diferentes definiciones de lo que significa una perturbación (Mitchell et al.; 2017; Simula, M.; 2009), y (ii) diferencias en el rendimiento de los métodos de detección basados en compuestos anuales y los basados en series temporales densas como los que se han utilizado aquí (Vogelmann et al.; 2016). Los primeros detectan con fiabilidad los eventos de sustitución de rodales, pero presentan limitaciones a la hora de detectar eventos progresivos relacionados con el estrés



por sequía o la gradación de insectos (Coops et al.; 2020; Chen et al.; 2021).

Hemos encontrado importantes diferencias en los patrones espaciales de perturbación a lo largo de la geografía, bioma y tipo de bosque, con un claro gradiente norte-sur en el tamaño y severidad de la perturbación y con mayor severidad en los bosques templados que en los mediterráneos. Puntos calientes, con mayores perturbaciones, se observaron en la zona de transición templadomediterránea. El tamaño medio de las perturbaciones fue mayor en el Mediterráneo que en los bosques templados. Las diferencias observadas entre biomas sugieren que en los bosques mediterráneos el tamaño de la perturbación está impulsado por grandes eventos mientras que en los bosques templados el tamaño de la perturbación está impulsado por la gestión. Los veranos calurosos y secos han provocado grandes incendios y perturbaciones bióticas (Peñuelas y Sardans, 2021), que parecen estar impulsando los mayores tamaños en los bosques mediterráneos. La frecuencia de las perturbaciones mostró un gradiente esteoeste, con mayores valores en la parte occidental y dos puntos calientes: uno en el norte templado y otro en el suroeste de España. Estos resultados son consistentes con la información de campo que informa una alta frecuencia de incendios y cosechas en los puntos calientes observados (Suvanto et al.; 2025). Por tanto, la variabilidad espacial observada, de baja a alta frecuencia, puede deberse a políticas de gestión contrastadas, ya que existe un fuerte gradiente climático y de gestión desde la zona mediterránea a la templada. Las perturbaciones han disminuido en tamaño y severidad durante las últimas décadas, pero han aumentado en frecuencia, con claras diferencias dependiendo del bioma. Estas tendencias son coherentes con informes anteriores a escala nacional y continental (Patacca et al.; 2022; Senf y Seidl, 2021).

#### 6. Conclusiones

Los resultados presentados demuestran las ventajas de utilizar series temporales para la estimación de parámetros estructurales y la detección de perturbaciones forestales. El marco metodológico se diseñó para maximizar el lapso temporal de las cronosecuencias aprovechando la totalidad de los archivos Landsat.

La caracterización de perfiles espectrales anuales y su variación anual permitieron estimar series temporales consistentes de variables, aunque con precisiones que dependen de la variable objetivo forestales (altura, FCCC, biomasa aérea) y el bioma. Exceptuando la biomasa aérea, las otras características estructurales se ha estimado de manera directa de los vuelos lidar, eliminando así una modelización intermedia, eliminado así una fuente de incertidumbre adicional. El análisis temporal muestra un aumento de la fracción de cabida cubierta, la altura y la biomasa, especialmente en los bosques mediterráneos. Estas tendencias son coherentes con el abandono rural y el consiguiente colapso de las prácticas agrícolas, así como con la invasión de bosques y matorrales en el centro de España.

Los análisis también demuestran que las perturbaciones forestales en la España peninsular se caracterizan por pequeñas manchas de media-alta severidad y frecuencia. Estos parches son de mayor tamaño y menos severos y frecuentes en el Mediterráneo que en el bioma templado. Por tipo de bosque, las perturbaciones en



los bosques de coníferas son significativamente mayores y más severas que en los bosques mixtos y caducifolios, mientras que la frecuencia es similar en todos los tipos de bosque. Con el tiempo, las perturbaciones disminuyeron en tamaño y severidad en todos los biomas y tipos de bosque, mientras que su frecuencia aumentó excepto en los bosques caducifolios donde no se observó ninguna tendencia.

# 7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido facilitado por la base de datos homogeneizada del inventario forestal nacional curada por Verónica Cruz Alonso, Julen Astigarraga, y Miguel Ángel de Zavala Girones. El trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Comunidad de Madrid a través de los proyectos PID2020-114062RA-I00 y CNS2022-135251 y las becas PIPF-2022/TEC-26321 y RYC-2017-22555. Agradecemos al MITECO la disponibilidad de datos en acceso abierto del Inventario Forestal Nacional y al Instituto Geológico Nacional datos del PNOA-LiDAR.

#### 8. Bibliografía

Bolton, D.K.; Coops, N.C.; Hermosilla, T.; Wulder, M.A.; White, J.C.; 2017. Assessing variability in post-fire forest structure along gradients of productivity in the Canadian boreal using multi-source remote sensing. *J. Biogeog.*, *44*, 1294-1305 Caudullo, G.; Barredo, J.I.; 2019. A georeferenced dataset of drought and heat-induced tree mortality in Europe. One Ecosystem 4.

Coops, N.C.; Tompalski, P.; Goodbody, T.R.H.; Queinnec, M.; Luther, J.E.; Bolton, D.K.; White, J.C.; Wulder, M.A.; van Lier, O.R.; & Hermosilla, T.; 2021. Modelling lidar-derived estimates of forest attributes over space and time: A review of approaches and future trends. *Rem. Sens. Environ.*, *260*, 112477

Caughlin, T.T.; Barber, C.; Asner, G.P.; Glenn, N.F.; Bohlman, S.A.; & Wilson, C.H.; 2021. Monitoring tropical forest succession at landscape scales despite uncertainty in Landsat time series. *Eco.l Appl.*, *31*, e02208

Chen, S.; Woodcock, C.E.; Bullock, E.L.; Arévalo, P.; Torchinava, P.; Peng, S.; Olofsson, P.; 2021. Monitoring temperate forest degradation on Google Earth Engine using Landsat time series analysis. Rem. Sens. Environ. 265.

Cortner, O.; Chen, S.; Olofsson, P.; Gollnow, F.; Torchinava, P.; Garrett, R.D.; 2024. Exploring natural and social drivers of forest degradation in post-Soviet Georgia. Global Environ. Change 84, 102775.

Delgado-Artes, R.; Garofano-Gomez, V.; Oliver-Villanueva, J.V.; Rojas-Briales, E.; 2022. Land use/cover change analysis in the mediterranean region: a regional case study of forest evolution in Castello (Spain) over 50 years. Land Use Pol. 114, 10596. Goetz, S., Dubayah, R.; 2011. Advances in remote sensing technology and implications for measuring and monitoring forest carbon stocks and change. Carbon Manag. 2, 231–244.

Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; R Loveland, T.; Kommareddy, A.; Egorov, A.; Chini, L.; Justice, C.O.; Townshend, J.R.G.; 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science 342, 850–853.

Hudak, A.T.; Fekety, P.A.; Kane, V.R.; Kennedy, R.E.; Filippelli, S.K.; Falkowski, M.J.; Tinkham, W.T.; Smith, A.M.S.; Crookston, N.L.; Domke, G.M.; Corrao, M.V.; Bright, B.C.; Churchill, D.J.; Gould, P.J.; McGaughey, R.J.; Kane, J.T.; & Dong, J.; 2020. A carbon monitoring system for mapping regional, annual aboveground biomass



across the northwestern USA. Env. Res. Lett., 15, 095003

Johnson, T.F.; Isaac, N.J.B.; Paviolo, A.J.; & González-Suárez, M.; 2020. Handling Missing Values in Trait Data. *Global Ecol. Biogeogr., 30*, 51-62

KHOURY, S.; COOMES, D.A.; 2020. Resilience of Spanish forests to recent droughts and climate change. *Global Change Biol.*, 26, 7079-7098

Lang, N.; Schindler, K.; & Wegner, J.D.; 2019. Country-wide high-resolution vegetation height mapping with Sentinel-2. *Rem. Sens. Environ., 233*, 111347 Lierop, P.v.; Lindquist, E.; Sathyapala, S.; & Franceschini, G.; 2015. Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *For. Ecol. Manag., 352*, 78-8

Mackey, B.; DellaSala, D.A.; Kormos, C.; Lindenmayer, D.; Kumpel, N.; Zimmerman, B.; Hugh, S.; Young, V.; Foley, S.; Arsenis, K.; Watson, J.E.M.; 2015. Policy Options for the World's Primary Forests in Multilateral Environmental Agreements. Cons. Lett. 8, 139–147.

S. Miguel, P. Ruiz-Benito, P. Rebollo, A. Viana-Soto, M.C. Mihai, A. García-Martin, and M. Tanase; 2024. Forest disturbance regimes and trends in continental Spain (1985- 2023) using dense Landsat time series, Env. Res., vol. 262.

Millar, C.I.; & Stephenson, N.L.; 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, *349*, 823-826

Mitchell, A.L.; Rosenqvist, A.; Mora, B.; 2017. Current remote sensing approaches to monitoring forest degradation in support of countries measurement, reporting and verification (MRV) systems for REDD+. Carbon Balance Manage. 12, 9.

Patacca, M.; Lindner, M.; Lucas-Borja, M.E.; Cordonnier, T.; Fidej, G.; Gardiner, B.; Hauf, Y.; Jasinevičius, G.; Labonne, S.; Linkevičius, E.; Mahnken, M.; Milanovic, S.;

Nabuurs, G.J.; Nagel, T.A.; Nikinmaa, L.; Panyatov, M.; Bercak, R.; Seidl, R.;

Ostrogović Sever, M.Z.; Socha, J.; Thom, D.; Vuletic, D.; Zudin, S.; Schelhaas, M.J.; 2022. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. Glob. Change Biol. 29 (5), 1359-1376

Peñuelas, J.; Sardans, J.; 2021. Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, Knowledge Gaps, and Recommendations. Forests 12, 603

Nguyen, T.H.; Jones, S.; Soto-Berelov, M.; Haywood, A.; & Hislop, S.; 2018. A Comparison of Imputation Approaches for Estimating Forest Biomass Using Landsat Time-Series and Inventory Data. Rem. Sens. 10 (11), 1825

San-Miguel-Ayanz, J.; Durrant, T.; Boca, R.; Maianti, P.; Liberta, G.; Oom, D.; Branco, A.; De Rigo, D.; Ferrari, D.; Roglia, E. and Scionti, N.; 2023. Advance Report on Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2022.

Seidl, R.; Thom, D.; Kautz, M.; Martin-Benito, D.; Peltoniemi, M.; Vacchiano, G.; Wild, J.; Ascoli, D.; Petr, M.; Honkaniemi, J.; Lexer, M.J.; Trotsiuk, V.; Mairota, P.; Svoboda, M.; Fabrika, M.; Nagel, T.A.; Reyer, C.P.O.; 2017. Forest disturbances under climate change. Nat. Clim. Chan. 7, 395–402.

Senf, C.; Pflugmacher, D.; Zhiqiang, Y.; Sebald, J.; Knorn, J.; Neumann, M.; Hostert, P.; Seidl, R.; 2018. Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. Nat. Commun. 9.

Senf, C.; & Seidl, R.; 2020. Mapping the forest disturbance regimes of Europe. Nat. Sust. 4, 63–70.

Simula, M.; 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 154.

Souza, C.M.; Roberts, D.A.; Cochrane, M.A.; 2005. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. Rem. Sens. Environ. 98, 329–343.



Suvanto, S.; Muelbert, A.E.; Schelhaas, M.-J.; Astigarraga, J.; Astrup, R.; Cienciala, E.; Fridman, J.; Henttonen, H.M.; Kunstler, G.; Kändler, G.; König, L.A.; Ruiz-Benito, P.; Senf, C.; Stadelmann, G.; Starcevic, A.; Talarczyk, A.; Zavala, M.A.; Pugh, T.A.M.; 205. Understanding Europe's forest harvesting regimes, Earth's Future.

M. Tanase, M.C. Mihai, S. Miguel, A. Cantero, J. Tijerin, P. Ruiz-Benito, D. Domingo, A. Garcia-Martin, C. Aponte, and M.T. Lamelas; 2024. Long-term annual estimation of forest above ground biomass, canopy cover, and height from airborne and spaceborne sensors synergies in the Iberian Peninsula, Env. Res., vol. 259, 119432. Turner, M.G.; Seidl, R.; 2023. Novel disturbance regimes and ecological responses. Annu. Rev. Ecol. Evol. Systemat. 54, 63-83.

Vadell, E.; de-Miguel, S.; Pemán, J.; 2016. Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. Land Use Policy 55, 37–48.

Vadell, E.; Pemán, J.; Verkerk, P.J.; Erdozain, M.; de-Miguel, S.; 2022. Forest management practices in Spain: Understanding past trends to better face future challenges. For. Ecol. Manag. 524, 120526

Vogelmann, J.E.; Gallant, A.L.; Shi, H.; Zhu, Z.; 2016. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. Rem. Sens. Environ. 185, 258–270

Zhu, Z.; Woodcock, C.E.; 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. Rem. Sens. Environ. 144, 152–171.