



2022
Lleida

27·1
junio · juny
julio · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022
ISBN 978-84-941695-6-4
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Efectos de la composición de especies y la gestión forestal en la resiliencia de bosques mixtos de *Quercus* a episodios de defoliación por *Lymantria dispar* L.

BLANCO-RODRIGUEZ, M.A.^{1,2}, GUITART, LIDIA³, RIERA, RAMON⁴, ROSSELL, MARTÍ³, GELABERT, PERE^{1,6}, ESPELTA, J.M.^{2,5}

¹ Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universidad de Lleida, Alcalde Rovira Roure 191, 25198, Lleida.

² CREAM, E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

³ Associació de Propietaris del Montnegre i el Corredor (Sant Celoni), Catalonia, Spain.

⁴ Diputació de Barcelona, Catalonia, Spain.

⁵ Universitat Autònoma de Barcelona, E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

⁶ Joint Research Unit CTFCAgrotecnio, Ctra. Sant Llorenç, km2. 25280 Solsona, Lleida.

Resumen

El cambio climático está provocando cambios en la intensidad y frecuencia de perturbaciones sobre los bosques (ej sequías, plagas, e incendios forestales) que pueden comprometer su conservación. Por ello, existe la urgencia en conocer como contribuyen a mejorar la resiliencia de los bosques factores como la gestión forestal o la composición de especies, aunque existen todavía pocos estudios que hayan investigado la resiliencia frente a plagas forestales. En este trabajo evaluamos la resistencia, recuperación y resiliencia (sensu LLORET al. 2011) a corto plazo de bosques mixtos de encinas y alcornoques a los episodios de defoliación causados por la lagarta peluda (*Lymantria dispar* L.) durante el año 2020 en la Sierra del Montnegre-Corredor (Barcelona). Combinamos muestreos en campo con técnicas de teledetección analizando la vitalidad (EVI: Enhanced Vegetation Index) antes, durante y después del brote eruptivo en bosques con y sin gestión forestal. Los resultados de nuestro trabajo mostraron la evidencia de una mayor recuperación y resiliencia (efecto marginal) de la vitalidad en bosques gestionados para el año 2020, 2021. Hubo un efecto significativo del tamaño de los árboles sobre la defoliación, de manera que aquellos con mayor diámetro normal aparecían menos defoliados en 2021. También, observamos diferentes respuestas según la especie (*Quercus ilex* fue la especie más defoliada y *Quercus pubescens* la que menos) y respecto a la presencia de restos de puestas y exuvias (*Arbutus unedo* fue la especie preferida y *Quercus pubescens* la más evitada). Los bosques no gestionados presentaron significativamente mayor infestación a nivel de signos de presencia que los gestionados. Ninguna variable de las analizadas influyó en la resistencia a la plaga. Nuestro estudio sugiere que orientar las técnicas de manejo forestal favoreciendo a especies resistentes (menos defoliadas y con menor facilidad de establecimiento de puestas) y reducir el área basimétrica eliminando aquellas susceptibles, podría reducir los daños por herbivoría de *L. dispar* en los bosques mixtos de *Quercus*. Por último, sería conveniente desarrollar estudios que presenten diferentes tipos de gestión (en intensidad y tipo de corta), ya que podría arrojar más luz sobre el efecto de la gestión forestal en escenarios de futuros episodios.

Palabras clave

Diversidad arbórea, enhanced vegetation index, insectos defoliadores, manejo forestal, resistencia

1. Introducción

Como consecuencia del cambio climático, se están produciendo cambios en la dinámica de las perturbaciones naturales tales como incendios, sequías o plagas forestales (SEIDL et al., 2017). En este último caso, existen evidencias del aumento en la

intensidad y frecuencia de brotes producidos por plagas forestales, además, afectando a la dinámica y composición de los bosques. En este contexto, una preocupación creciente en la actualidad es determinar los mecanismos que intervienen en la resiliencia de los bosques a este tipo de perturbaciones. Se ha sugerido que la diversidad arbórea de especies puede reducir los daños por herbivoría (JACTEL & BROCKHERHOFF 2007), pero existen otros factores (e.g. gestión forestal) que pueden influir también en la respuesta a las perturbaciones producidas por plagas forestales (KNEESHAW et al., 2021).

Para estudiar el comportamiento y la dinámica de estos episodios se han utilizado diversas técnicas. En la actualidad ha cobrado importancia el uso de la teledetección, pues las extensiones afectadas cada vez aumentan más y se producen en lugares poco accesibles, confirmando así el uso de la teledetección como una herramienta esencial para la evaluación y toma de decisiones sobre la salud de los bosques (CHÁVEZ et al., 2019). Los índices de vegetación se basan en la medición de valores de reflectancia a diferentes longitudes de onda y son el resultado de la combinación de una o varias bandas del espectro electromagnético. La relación entre estas bandas tiene detrás un estudio empírico que demuestra la relación directa entre el valor numérico captado por el sensor y la variable de la planta a medir, por lo que la vegetación sana tendrá una firma espectral diferente de la afectada (e.g. plagas forestales). En este contexto del uso de la teledetección como herramienta para el estudio del impacto a las plagas forestales, se ha sugerido el uso de la variación en el Índice de Vegetación Mejorado o en inglés: Enhanced Vegetation Index (EVI). El EVI es una modificación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) con el fin de disminuir la sensibilidad a elevados niveles de biomasa y circunstancias atmosféricas (Liu y Huete, 1995). El EVI es abundantemente utilizado como un indicador de la productividad forestal, ya que este índice parece estar relacionado con la densidad de biomasa foliar (Vicente-Serrano et al., 2016) y también como un indicador de la pérdida del Índice de Área Foliar tras un episodio de defoliación (CHÁVEZ et al., 2019). El EVI se calcula de la siguiente manera:

$$EVI = 2.5 \frac{B5 - B4}{(B5 + 6 B4 - 7.5 B2) + 1}$$

La plaga forestal objeto de estudio, *Lymantria dispar* L., es una especie autóctona y que se alimenta de especies de diversos géneros: *Acer*, *Alnus*, *Arbutus*, *Castanea*, *Corylus*, *Fagus*, *Fraxinus* y *Pinus*. (MUÑOZ et al., 2007), aunque muestra cierta predilección por las frondosas *Quercus ilex* L. y *Quercus suber* L. en esta región (STEFANESCU et al., 2020). Esta plaga es el insecto defoliador más importante en los bosques latifoliados del hemisferio norte (Hlásny et al., 2016) y varios estudios ya han predicho un aumento en el número de eventos de defoliación (Kretchun et al., 2014) y la expansión de su rango geográfico (Régnière, 2009) bajo el cambio climático. En los años 2019 y 2020 se produjeron dos episodios de defoliación por *L. dispar* en la Sierra del Montnegre-Corredor sin precedentes en el último siglo (STEFANESCU et al., 2020) que afectaron a bosques mixtos de *Quercus*. En este estudio se investiga si la gestión forestal y la composición de especies del rodal puede influir en los daños por herbivoría producidos por *L. dispar* y/o influir en la resiliencia a corto plazo de los bosques frente a estos episodios de defoliación.

2. Objetivos

El objetivo del trabajo fue:

- a) Estudiar la influencia de las variables topográficas (altitud, pendiente y orientación), de la composición de especies y de la gestión forestal en los componentes de la resiliencia (sensu LLORET et al., 2011) a la defoliación de *L. dispar*, a corto plazo (2020) y un año después (2021).

3. Metodología

El estudio se llevó a cabo en la Sierra del Montnegre-Corredor, sistema montañoso situado al noreste de la provincia de Barcelona. En los años 2019 y 2020 se registraron dos brotes fuertes en el área de estudio (TARDÀ y Riera, 2020; TARDÀ et al. 2021). Según estos estudios la superficie defoliada alcanzó 1.472 ha en 2019 y 3.808 ha en 2020, con diferentes intensidades de defoliación. Para nuestro estudio seleccionamos parcelas con variables topográficas similares (altitud, orientación y pendiente) dentro de áreas con niveles de daño homogéneos para el año 2020 (ya que tuvo el doble de afectación que el 2019).

Para comparar los efectos de la gestión forestal en los componentes de la resiliencia a corto plazo (año 2020) y un año después (2021) establecimos 32 parcelas dentro del área de estudio (16 gestionadas vs 16 no gestionadas). Realizamos un inventario de campo en el año 2021 en el cual establecimos parcelas con un radio de 10 m. En estas parcelas medimos diferentes variables para todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (diámetro normal) mayor de 5 cm. Se anotaron la especie arbórea, el diámetro normal, el nivel de defoliación, la presencia o ausencia de signos. Siguiendo a GOTTSCHALK (1993), el nivel de defoliación tanto a nivel de parcela como de árbol individual se estableció de acuerdo con los siguientes porcentajes: i) 0-30% de defoliación (nivel 1), ii) 30-60% (nivel 2), iii) 60-100% (nivel 3). En cuanto a la estimación de la presencia de *L. dispar* en los árboles de cada parcela, se examinaron los troncos de los árboles inventariados en busca de signos y se clasificaron según una escala creciente de presencia, como: i) sin presencia (0), ii) presencia de exúvias (1), iii) presencia de puestas (2) y iv) presencia tanto de exúvias como de puestas (3).

Utilizamos el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) para evaluar el impacto del episodio de defoliación de *L. dispar* en el año 2020 y la recuperación a corto plazo y un año después en las parcelas gestionadas y no gestionadas. Para analizar las tendencias del EVI en las zonas afectadas, descargamos de la plataforma Google Earth Engine (GEE) la serie temporal completa de los valores de EVI para el año 2020 y 2021 en cada una de las 32 parcelas georreferenciadas. Para la serie de 2020 detectamos en cada parcela, de acuerdo con la fenología y observaciones locales de la plaga, la fecha con el valor más bajo de EVI que correspondía al punto de máxima defoliación (a partir de ahora *EVI-def*, finales de junio) y a partir de este punto establecimos el valor máximo de EVI alcanzado antes de la defoliación (a partir de ahora *EVI-pre*, finales de mayo) y el valor más alto de EVI después de la defoliación (a partir de ahora *EVI-post*, finales de agosto). Con estos tres valores de EVI calculamos la resistencia, recuperación y resiliencia a la defoliación de *L. dispar* siguiendo el marco propuesto por LLORET et al. (2011): i) la resistencia se calculó como la relación entre el valor mínimo de EVI alcanzado durante el evento de defoliación (*EVI-def*) y el valor máximo de EVI alcanzado antes de la defoliación (*EVI-pre*), ii) la recuperación se calculó como el valor máximo de EVI alcanzado después del evento de defoliación (*EVI-post*) dividido por el valor de EVI durante la defoliación (*EVI-def*), y iii) la resiliencia se calculó como la relación entre el valor máximo de EVI después del evento de defoliación (*EVI-post*) dividido por el valor máximo de EVI antes de la defoliación (*EVI-pre*).

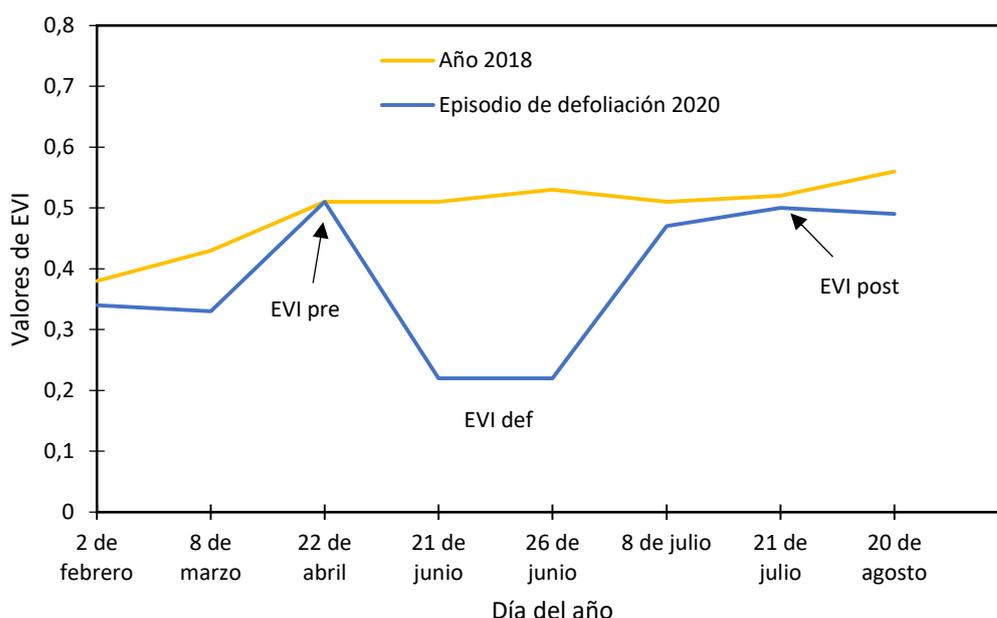


Figura 1. Serie intranual de EVI de febrero a agosto en una misma parcela en un año estándar (2018, línea amarilla) y en 2020 cuando se produce el brote de *L. dispar* (línea azul). EVI-pre = valor máximo de EVI alcanzado antes de la defoliación, EVI-def = valor más bajo de EVI que correspondió al punto de máxima defoliación y EVI-post = el valor más alto de EVI después de la defoliación.

Para estudiar los efectos de la gestión forestal y la composición arbórea sobre los componentes de la resiliencia y los valores absolutos de EVI-pre, EVI-def y EVI-post utilizamos modelos lineales generales (GLM) analizados en R con el paquete “nlme” (PINHEIRO et al., 2021). Incluimos en estos modelos factores como la gestión forestal (gestionado y no gestionado), el porcentaje de encinas en la parcela y covariables como el área basimétrica. La inclusión del área basimétrica en los modelos está justificada porque es un indicador del desarrollo del rodal, y hay estudios que sugieren que la resistencia asociativa frente a insectos defoliadores está relacionada con la madurez (área basimétrica) debido a que las defensas foliares y el reclutamiento de herbívoros especialistas aumenta con la madurez (GUYOT et al., 2016). Incorporamos también el porcentaje de encinas en la parcela para detectar el efecto de la composición de especies en el rodal sobre la defoliación, ya que se ha comprobado que *L. dispar* tiene una marcada preferencia sobre la encina frente a otras especies (STEFANESCU et al., 2020). Además de estas variables, incluimos el EVI-pre en los modelos para calcular los índices de resistencia y resiliencia, y el EVI-def para la recuperación con el objetivo de explorar si la intensidad de defoliación podría estar relacionada con el vigor previo de la masa (EVI-pre) así como si la recuperación del dosel estaba influida por la intensidad de defoliación (EVI-def). Estos análisis se realizaron para la resistencia, la recuperación y la resiliencia en 2020, el año del brote de *L. dispar*, y también para la recuperación y la resiliencia un año después, en 2021. En los análisis se incluyeron todas las interacciones de segundo orden entre las variables.

Con el fin de comprobar si los valores de EVI del año 2021 se ajustaban con los valores de defoliación directamente medidos en campo en el mismo año, realizamos un GLM incluyendo como variable dependiente el EVI-def del año 2021 y como variable independiente la estimación de la defoliación realizada en campo siguiendo las clases de defoliación propuestas por GOTTSCHALK (1993). Mediante una prueba HSD de Tukey comprobamos si estas diferencias eran significativas.

Finalmente, analizamos los efectos de la gestión forestal, la especie, el diámetro normal y el área basimétrica de la parcela sobre la persistencia de defoliación medida en

campo para el año 2021. Utilizamos un modelo lineal mixto generalizado (GLMM) en el programa R con el paquete “lme4” (BATES et al., 2021), con una distribución de Poisson en el que el factor parcela se incluyó como aleatorio para comprobar los efectos de la autocorrelación espacial de los árboles muestreados. De manera similar, para analizar los efectos de la especie, gestión forestal, el diámetro normal y el área basimétrica sobre la presencia de restos de *L. dispar* según nuestra clasificación, aplicamos un GLMM de la misma manera que el anterior. Todos los análisis estadísticos se realizaron en R.

4. Resultados

Se encontraron diferencias significativas en cuanto al área basimétrica y el diámetro normal medio de los árboles medidos en el campo durante el año 2021 entre bosques gestionados y no gestionados. El área basimétrica de los bosques no gestionados fue significativamente mayor que la de los bosques gestionados ($35,2 \pm 13,3$ vs. $22,2 \pm 4,6$ $m^2 ha^{-1}$ respectivamente, ANOVA, $F= 12,74$, $p= 0,001$), mientras que el diámetro normal de los árboles en los bosques gestionados fue significativamente mayor que en los rodales no gestionados ($16,5 \pm 2,1$ vs. $14,6 \pm 2,6$ cm respectivamente, ANOVA, $F= 4,75$, $p= 0,037$). En cuanto a la composición de especies del rodal los bosques gestionados y no gestionados mostraron características similares, sin que se observaran diferencias significativas en el porcentaje de presencia de encina en los rodales (62 ± 15 vs. 57 ± 21 % de encina respectivamente, ANOVA, $F= 0,61$, $p= 0,44$).

Ninguna de las variables incluidas en los análisis estadísticos afectó a la resistencia de estos bosques a la defoliación por *L. dispar*. En cambio, si lo hicieron para la recuperación y la resiliencia del año 2020, donde estos índices se vieron significativamente influenciados por la interacción gestión forestal x proporción de encinas en la parcela (respectivamente, estimador= 1.768, $t = 0.728$, $p = 0.023$ y estimador= 0.662, $t = 2.327$, $p = 0.029$). Esta interacción indicó que la recuperación (Figura 2A) y la resiliencia (Figura 2B) disminuyen con el aumento de la presencia de encinas en los bosques gestionados, mientras que para los bosques no gestionados se da el efecto opuesto, ambos índices aumentan a medida que lo hace el % de encinas del rodal. El área basimétrica no influyó ni en la recuperación ni en la resiliencia a la defoliación.

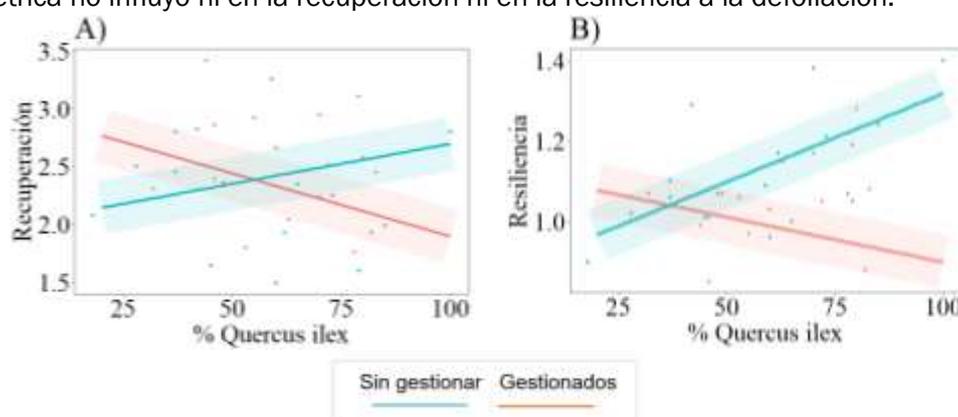


Figura 2. Representación de la interacción gestión forestal x porcentaje de encinas y su efecto para la recuperación (A) y para la resiliencia (B). Los bosques gestionados aparecen en color rojo, mientras que los no gestionados se muestran en color azul. En el eje X se indica el porcentaje de encinas en tanto por ciento.

Los valores de EVI analizados para el año 2021 confirmaron la mayor recuperación y resiliencia (efecto marginal) a la defoliación por *L. dispar* de los bosques gestionados frente a los no gestionados descrita en el año 2020 (respectivamente, estimador = - 3.134, $t = - 2.539$, $p = 0.018$ y estimador = - 1.209, $t = - 1.935$, $p = 0.065$). Además, se encontraron dos interacciones significativas para la recuperación del año 2021: presencia de encinas con el área basimétrica (Figura 3A) y con el EVI-def del año 2020 (Figura 3B). La primera de ellas, mostraba que la recuperación disminuía con el aumento de área basimétrica en

rodiales con altos porcentaje de encinas presentes (>60; estimador = - 0.113 , t = - 2.274, p = 0.033). La interacción EVI-def x porcentaje de encinas indicaba que si había porcentajes altos de encina superiores a 60% no había un efecto relevante del EVI-def (i.e. bosques menos defoliados) en la recuperación (estimador = 41.711, t = 13.569, p = 0.005).

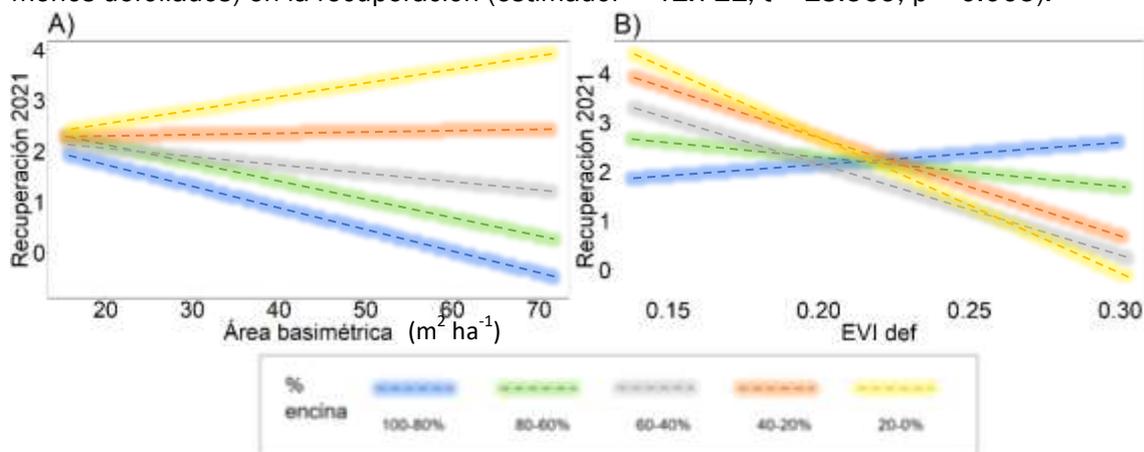


Figura 3. Interacciones entre el área basimétrica (A) y el EVI-def (B) con el porcentaje de encinas en el rodal para la medida de la recuperación en el año 2021. Los colores representan el porcentaje de encinas en la parcela para ambos casos: azul (100-80%), verde (80-60%), gris (60-40%), naranja (40-20%) y amarillo (20-0%).

La mayor recuperación de los bosques gestionados, tanto en 2020 como en 2021 observada a partir de la dinámica del EVI, fue reforzada mediante el análisis de los datos tomados en campo durante el otoño de 2021 (estimador = 0.163, t = 2.609, p = 0.001), que confirmó una menor defoliación en los bosques gestionados (ver Figura 4A). De hecho, a partir de la comparación de los datos de EVI en 2021 con las observaciones de defoliación en campo, pudimos establecer que se observaban diferencias significativas entre las clases de defoliación en los valores de EVI-post 2021. Los análisis sobre la defoliación a nivel de especie mostraron una mayor resistencia a la defoliación por parte de *A. unedo*, *Q. pubescens* y *Erica arborea* respecto a una mayor susceptibilidad por parte de *Quercus suber* y, especialmente, de *Q. ilex*. En cuanto al efecto del tamaño de los árboles, los análisis indicaron que los árboles de mayor diámetro normal presentaron defoliaciones menores (estimador = - 0.010, t = - 2.584, p = 0.030). A su vez, los resultados sobre signos de la presencia de *L. dispar* medidos en campo (estimador = 1.182, t = 4.584, p < 0.001), mostraron que los bosques no gestionados presentaban mayor cantidad de exúvias y puestas (ver Figura 4B) y que a nivel de especie había diferencias significativas en este parámetro: en *Quercus pubescens* la presencia de restos fue muy baja mientras que *Arbutus unedo* fue la especie con mayor presencia.

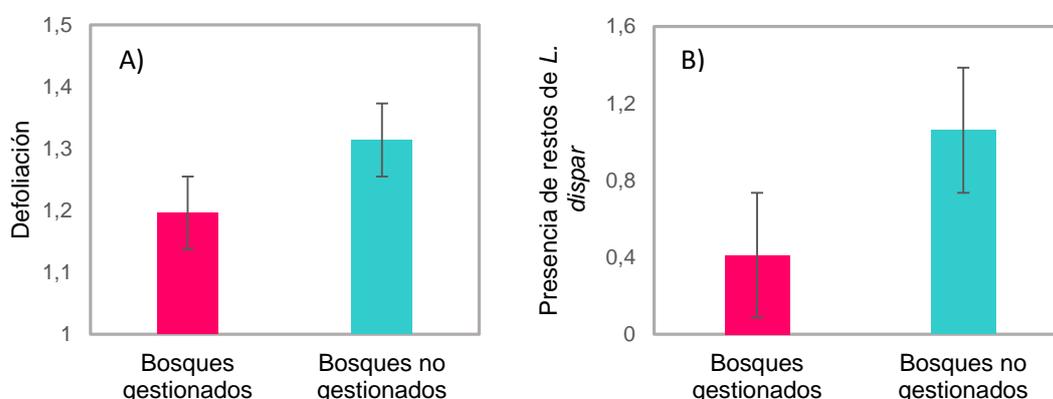


Figura 4. Media y \pm error estándar de los valores de defoliación (A) y presencia de restos de *L. dispar* (B), ambos medidos en el campo en 2021. Las barras rojas indican la media de las zonas gestionadas y las barras azules los valores medios de las zonas no gestionadas. El error estándar está representado por barras negras.

5. Discusión

Comprender los mecanismos que actúan sobre las dinámicas de las perturbaciones naturales es esencial para afrontar episodios futuros y diseñar técnicas de manejo forestal que consigan aumentar la resiliencia de nuestros bosques a estos escenarios. La primera contribución de nuestro trabajo es mostrar que la composición de especies arbóreas del rodal puede desempeñar un papel importante en la reducción de la herbivoría de plagas forestales. En segundo lugar, mostramos que las técnicas de gestión forestal orientadas al aumento de diversidad del rodal podrían ser una herramienta que aumente la resiliencia de nuestros bosques frente a episodios de defoliación de *L. dispar*. En tercer lugar, comprobamos que ninguna de las variables estudiadas influyó en la resistencia al episodio de defoliación, pero sí en su recuperación. En general, nuestros resultados se muestran acordes con el debate generalizado sobre la complejidad de comprender los mecanismos que influyen en la resistencia y resiliencia ante perturbaciones producidas por insectos forestales.

En este estudio, se pone en valor la utilidad del EVI como una herramienta para la analizar la dinámica de las plagas forestales y la respuesta de los bosques ante estas perturbaciones. En cuanto a la precisión de los datos del EVI, encontramos que las observaciones de la defoliación realizadas en campo durante el año 2021 tenían una correlación muy alta con los valores medidos con el EVI en el mismo año. Además, esta técnica de teledetección, permite la posibilidad de mapear zonas muy extensas, inaccesibles y durante grandes períodos de tiempo, lo cual pone en valor su utilidad para estudios futuros. Sin embargo, hasta la fecha, los estudios de teledetección sobre el impacto de las perturbaciones producidas por insectos defoladores en áreas mediterráneas eran prácticamente nulos (SENF et al., 2017), lo cual pone de manifiesto la relevancia de este trabajo. En nuestro caso, la ausencia total de nubes durante el período de defoliación y la severidad de la plaga, ha permitido la rigurosidad en el uso del EVI para los cálculos de los componentes de la resiliencia. Así, el conjunto de datos de Sentinel 2-a-b tiene un alto potencial para el seguimiento de los brotes de insectos (CHÁVEZ et al., 2019), pero requerirá de más años de datos para proporcionar información relevante sobre los efectos a largo plazo de la gestión forestal.

La gestión forestal se ha considerado como una de las técnicas que pueden reducir la infestación provocada por brotes de insectos forestales (LIEBHOLD, 2012). El manejo forestal ha sido considerado uno de los factores que influyen en la dinámica de las perturbaciones (RAFFA et al., 2008). El efecto de la gestión forestal ha sido ampliamente utilizado para valorar la respuesta frente a la sequía, siendo una técnica que puede aumentar la resiliencia frente a este tipo de perturbación natural (LUCAS-BORJA et al., 2021), sin embargo, este efecto en los brotes de insectos defoladores ha sido poco estudiado. En nuestro estudio, comprobamos que la gestión forestal no tuvo efectos en cuanto a la resistencia (evitar la defoliación), al contrario de lo propuesto por otros trabajos que sugieren que una mayor exposición de los huéspedes en las zonas gestionadas podría reducir los daños por herbivoría (BAGCHI et al., 2018) al disminuir la calidad del recurso (BARAZA et al., 2004) y/o facilitar el acceso de depredadores de insectos como las aves (SKOCZYLAS et al. 2007). Se ha sugerido recientemente que las técnicas de manejo forestal podrían aumentar la resistencia de los bosques frente a brotes de insectos como los escarabajos de la corteza (JACTEL et al., 2017). En contraste, encontramos trabajos recientes que han constatado una mayor susceptibilidad a las plagas forestales de los rodales manejados a corto plazo (STRITIH et al., 2021) y en concreto, que los rodales con intervenciones selvícolas podrían ser más susceptibles frente a insectos defoladores (JACTEL et al., 2017). Para nuestro estudio pensamos que la resistencia no se vio afectada debido a la intensidad de la plaga, al corto intervalo de tiempo desde los trabajos selvícolas y a las bajas intensidades de corta (<30%), Encontramos una mayor recuperación y resiliencia (efecto marginal) en bosques gestionados frente a los no gestionados mediante

el análisis del EVI, avalado también por el estudio de la defoliación en campo del año 2021. Este resultado podría explicarse porque la gestión forestal es una herramienta eficaz para la estimulación del crecimiento y la absorción de recursos (ver por ejemplo MCDOWELL et al., 2007) además de favorecer las defensas en cuanto a producción de carbono, por ejemplo, después de brotes de escarabajos de la corteza (MCDOWELL et al., 2007). En consonancia con esto, nuestro estudio pone de manifiesto este efecto de la gestión forestal en la recuperación y resiliencia, pues los árboles que presentaban un diámetro normal mayor mostraron una defoliación significativamente menor, hecho que también puede estar explicado debido a que los árboles maduros parecen presentar una mayor resistencia asociativa frente a defoliadores al albergar una mayor cantidad de depredadores de estos (GUYOT et al., 2016).

En la literatura reciente, se ha considerado que la diversidad puede reducir los daños por herbivoría de insectos forestales (para diversidad funcional: ver ESPELTA et al., 2020 y para diversidad taxonómica: ver JACTEL et al., 2017), aunque generalizar este efecto todavía es objeto de debate. Existen diferentes hipótesis sobre los efectos de la diversidad en las plagas forestales, algunas de ellas son (i) la mayor heterogeneidad en la oferta de recursos en los bosques más diversos favorece el escape del huésped al defoliador, (ii) una mayor presencia de enemigos naturales en bosques mixtos permite el control de la plaga y (iii) un peor acceso y menor cantidad de recurso en zonas con mayor diversidad las hace poco atractivas a insectos defoliadores (JACTEL et al., 2017; JACTEL et al., 2021). Al contrario de lo propuesto por los estudios recientes, en nuestro trabajo observamos que ninguna variable (incluida la diversidad arbórea) influyó en la resistencia a la plaga, por lo que las hipótesis anteriores no se cumplieron en nuestro caso de estudio. Algunos estudios sugieren que en plagas polífagas no existen efectos positivos de la diversidad arbórea sobre la resistencia, e incluso existe la aparición del fenómeno susceptibilidad asociativa (CASTAGNEYROL et al., 2014). De acuerdo con CASTAGNEYROL et al., 2014, la susceptibilidad asociativa es un fenómeno que se produce cuando el efecto de la diversidad arbórea provoca el aumento de la herbivoría (al contrario de lo que sucede con la resistencia asociativa). En nuestro trabajo este fenómeno puede relacionarse con el efecto de la especialización de la plaga, ya que *L. dispar* es considerada una especie polífaga. Para otro tipo de plagas forestales (e.g. escarabajos de la corteza) el efecto de la diversidad arbórea es evidente y la posibilidad de infestación en bosques mixtos es menor que en bosques puros (KLAPWIJK et al., 2016), aunque recientemente, se ha visto que la diversidad arbórea puede inducir comportamientos opuestos: reduce la infestación en rodales con especies preferidas mientras que aumenta la infestación en rodales compuestos por especies con menor preferencia (BERTHELOT et al., 2021). Este efecto positivo de la diversidad arbórea también se ha comprobado en brotes de insectos defoliadores como el gusano del abeto, donde se observó que la mortalidad del rodal fue menor en bosques mixtos (CAPPUCCINO et al., 1998).

En nuestro trabajo encontramos un efecto significativo de la composición de especies dentro del rodal en varios análisis. Uno de estos efectos fue la preferencia de *L. dispar* por establecerse en un tipo de árbol, siendo *A. unedo* el preferido para albergar la plaga y *Q. pubescens* la especie con menor presencia de restos y por lo tanto la más evitada. También observamos que, pese a su condición de plaga polífaga, existían diferencias significativas en cuanto a la preferencia por su alimentación, siendo *Q. ilex* la especie más atacada mientras que no se observó defoliación para varias especies arbóreas (i.e. *Q. pubescens*), hecho que también fue comprobado por STEFANESCU et al., 2020. En este sentido cabe destacar que no está claro el mecanismo que impulsa la preferencia de alimentación de las larvas de *L. dispar*, aunque hay estudios indican que podría ser una combinación de características foliares unidas a la adaptación a la fenología de la brotación (PARRA et al., 2016). Por otro lado, nuestro estudio sugiere la capacidad de los bosques no gestionados para funcionar como refugio de *L. dispar*, además de observar una mayor defoliación también fue significativamente mayor la presencia de restos. Este hecho podría estar explicado por la elevada presencia de especies como *A. unedo* en

bosques no gestionados (un 46% más que en los gestionados), pues hay estudios que sugieren cierta especialización de *L. dispar* a la hora de escoger una determinada especie de árbol para el lugar de sus puestas (JIKUMARU, 2013) debido a diferentes características de su corteza como textura o color que facilitan el mimetismo de las puestas y crisálidas. Comprender la relación de *L. dispar* con las especies arbóreas, es clave para establecer la composición de especies de estos bosques mixtos de roble que los hará menos susceptibles a episodios de defoliación futuros.

6. Conclusiones

En primer lugar, hemos comprobado la utilidad de la teledetección y, en concreto de los índices de vegetación, para medir la repuesta de los bosques ante este tipo de perturbaciones naturales. Además, la teledetección permite abarcar grandes áreas de estudio y durante largos períodos de tiempo con poca capacidad de esfuerzo. Nuestro estudio muestra la capacidad de la gestión forestal para mejorar la respuesta frente a episodios de defoliación provocados por *L. dispar* y pone de manifiesto la importancia del control en la composición de las especies como elemento que puede ayudar a reducir los daños provocados por brotes de plagas forestales. Finalmente, la realización de estudios que valoren diferentes tipos de gestión (en intensidad y tipo de corta) y diseños a más largo plazo, podrían arrojar más luz sobre el efecto de la gestión forestal en la resiliencia frente a perturbaciones provocadas por insectos defoliadores.

7. Agradecimientos

Este estudio se ha beneficiado del soporte de los proyectos RESONATE (RESONATE (H2020, 101000574) y NEWFORLAND (RTI2018-099397-B-C22 MCIU/AEI/ERDF, EU). El trabajo ha contado con la colaboración de la Associació de Propietaris del Montnegre i el Corredor. Agradecer a Joaquim Santarén su inestimable ayuda durante los días de trabajo de campo.

8. Bibliografía

BAGCHI R, BROWN LM, ELPHICK CS, WAGNER DL, SINGER MS (2018). Anthropogenic fragmentation of landscapes: mechanisms for eroding the specificity of plant–herbivore interactions. *Oecología* 187:521–533

BARAZA E, GOMEZ J, HODAR J, ZAMORA R (2004). Herbivory has a greater impact in shade than in sun: response of *Quercus pyrenaica* seedlings to multifactorial environmental variation. *Canadian Journal of Botany* 82:357–364

BATES DOUGLAS, MARTIN MAECHLER, BEN BOLKER, and STEVEN WALKER. 2021. lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4. <https://github.com/lme4/lme4/>.

BERTHELOT, S., FRÜHBRODT, T., HAJEK, P., NOCK, C. A., DORMANN, C. F., BAUHUS, J., & FRÜND, J. (2021). Tree diversity reduces the risk of bark beetle infestation for preferred conifer species, but increases the risk for less preferred hosts. *Journal of Ecology*.

CAPPUCCINO, N., LAVERTU, D., BERGERON, Y., & RÉGNIÈRE, J. (1998). Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape. *Oecologia*, 114(2), 236-242.

CASTAGNEYROL B, JACTEL H, VACHER C, BROCKERHOFF EG, KORICHEVA J. (2014). Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization. *Journal of Applied Ecology*, 51:134–41.

CHÁVEZ, R. O., ROCCO, R., GUTIÉRREZ, Á. G., DÖRNER, M., & ESTAY, S. A. (2019). A self-calibrated non-parametric time series analysis approach for assessing insect defoliation of broad-leaved deciduous *Nothofagus pumilio* forests. *Remote Sensing*, 11(2), 204.

EPELTA, J. M., CRUZ-ALONSO, V., ALFARO-SÁNCHEZ, R., HAMPE, A., MESSIER, C., & PINO, J. (2020). Functional diversity enhances tree growth and reduces herbivory damage in secondary broadleaf forests, but does not influence resilience to drought. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2362-2372.

GOTTSCHALK, K.W. 1993. Silvicultural guidelines for forest stands threatened by the gypsy moth. USDA Forest Service Technical Reports NE-171.50 p

GUYOT, V., CASTAGNEYROL, B., VIALATTE, A., DECONCHAT, M., & JACTEL, H. (2016). Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biology Letters*, 12(4), 20151037.

HLÁSNY, T., TROMBIK, J., HOLUSA, J., LUKÁSOVÁ, K., GRENDAR, M., TURCÁNI, M., ... & CSÓKA, G. (2016). Multi-decade patterns of gypsy moth fluctuations in the Carpathian Mountains and options for outbreak forecasting. *Journal of pest science*, 89(2), 413-425. <https://doi.org/10.1007/s10340-015-0694-7>

JACTEL, H., & BROCKERHOFF, E. G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology letters*, 10(9), 835-848.

JACTEL, H., BAUHUS, J., BOBERG, J., BONAL, D., CASTAGNEYROL, B., GARDINER, B., ... & BROCKERHOFF, E. G. (2017). Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223-243.ç

JACTEL, H., MOREIRA, X., & CASTAGNEYROL, B. (2021). Tree diversity and forest resistance to insect pests: patterns, mechanisms, and prospects. *Annual Review of Entomology*, 66, 277-296.

JIKUMARU, S. (2013). Oviposition preferences of the Japanese gypsy moth, *Lymantria dispar japonica* (Motschulsky, 1860)(Insecta: Lepidoptera: Erebidae: Lymantriinae), on evergreen broad-leaved tree leaves in Hiroshima Prefecture, Japan. *Life: The Excitement of Biology*, 1(4), 225-240.

KLAPWIJK, M. J., BYLUND, H., SCHROEDER, M., & BJÖRKMAN, C. (2016). Forest management and natural biocontrol of insect pests. *Forestry*, 89(3), 253-262.

KNEESHAW, D. D., STURTEVANT, B. R., DEGRANDPÉ, L., DOBLAS-MIRANDA, E., JAMES, P. M., TARDIF, D., & BURTON, P. J. (2021). The Vision of Managing for Pest-Resistant Landscapes: Realistic or Utopic?. *Current Forestry Reports*, 1-17.

KRETCHUN, A. M., SCHELLER, R. M., LUCASH, M. S., CLARK, K. L., HOM, J., & VAN TUYL, S. (2014). Predicted effects of gypsy moth defoliation and climate change on forest carbon dynamics in the New Jersey Pine Barrens. *PloS one*, 9(8), e102531. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102531>

LIEBHOLD, A. M. (2012). Forest pest management in a changing world. *International Journal of Pest Management*, 58(3), 289-295.

LIU HQ, HUETE A (1995) A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing* 33:457–465. <https://doi.org/10.1109/tgrs.1995.8746027>

LLORET, F., KEELING, E. G., & SALA, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120(12), 1909-1920.

LUCAS-BORJA, M. E., ANDIVIA, E., CANDEL-PÉREZ, D., LINARES, J. C., & CAMARERO, J. J. (2021). Long term forest management drives drought resilience in Mediterranean black pine forest. *Trees*, 1-12.

MCDOWELL, N. G., ADAMS, H. D., BAILEY, J. D., & KOLB, T. E. (2007). The role of stand density on growth efficiency, leaf area index, and resin flow in southwestern ponderosa pine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(2), 343-355.

MUÑOZ, C., PÉREZ, V., COBOS, P., HERNÁNDEZ, R., & SÁNCHEZ, G. (2007). Sanidad forestal. Guía en imágenes de plagas: guía en imágenes de plagas, enfermedades y otros agentes presentes en los bosques. Madrid. Mundi-Prensa Libros.

PARRA, G. L., DORADO, F. C., TABOADA, M. F. Á., & DÍAZ, M. J. L. (2016). Estudio del brote epidémico de lagarta peluda (*Lymantria dispar* L.) en masas de *Pinus radiata* en Cubillos del Sil (El Bierzo, León). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (42), 315-328.

PINHEIRO JOSÉ, DOUGLAS BATES, and R- CORE. 2021. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. <https://svn.r-project.org/R/packages/trunk/nlme/>.

RAFFA, K. F., AUKEMA, B. H., BENTZ, B. J., CARROLL, A. L., HICKE, J. A., TURNER, M. G., & ROMME, W. H. (2008). Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience*, 58(6), 501-517.

RÉGNIÈRE (2009). Predicting insect continental distributions from species physiology. *Unasylva*, 60(231), 37-42.

SEIDL, R., THOM, D., KAUTZ, M., MARTIN-BENITO, D., PELTONIEMI, M., VACCHIANO, G., ... & REYER, C. P. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature climate change*, 7(6), 395-402.

SENF, C., PFLUGMACHER, D., HOSTERT, P., & SEIDL, R. (2017). Using Landsat time series for characterizing forest disturbance dynamics in the coupled human and natural systems of Central Europe. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 453-463.

SKOCZYLAS, D. R., MUTH, N. Z., & NIESENBAUM, R. A. (2007). Contribution of insectivorous avifauna to top down control of *Lindera benzoin* herbivores at forest edge and interior habitats. *Acta oecologica*, 32(3), 337-342.

STEFANESCU, C., SOLDEVILA, A., i PEREARNAU, C. G., TORRE, I., UBACH, A., & MIRALLES, M. (2020). Explosions demogràfiques de l'eruga peluda del suro, *Lymantria dispar* (Linnaeus, 1758), als boscos del Montnegre el 2019 i 2020: possibles causes, impactes i idoneïtat dels tractaments per combatre la plaga. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 267-279.

STRITIH, A., SENF, C., SEIDL, R., GRÊT-REGAMEY, A., & BEBI, P. (2021). The impact of land-use legacies and recent management on natural disturbance susceptibility in mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 484, 118950.

TARDÀ, A., & RIERA, Ramón. (2020). Estudi de l'àrea d'afectació de l'eruga peluda del suro al massís del Montnegre a partir d'imatges sentinel-2 (2019). Diputació de Barcelona i Institut Cartogràfic de Catalunya.

TARDÀ, A., & CORBERA, J., RIERA, Ramón. (2021). Estudi de l'àrea d'afectació de l'eruga peluda del suro al massís del Montnegre a partir d'imatges sentinel-2. Diputació de Barcelona i Institut Cartogràfic de Catalunya.