



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · 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

Experiencias para el uso de la biodiversidad de la comunidad de insectos forestales aplicada al seguimiento de los bosques ante el cambio global: la Red de Seguimiento Forestal Permanente (ESFP) de la Región de Murcia

GALLEGO CAMBRONERO, D.^{1,2}, MECINAS MARTÍNEZ, P.², MARTÍNEZ LÓPEZ, F.J.³ y CAMPO GARCÍA, M.T.³

¹ SANIDAD AGRÍCOLA ECONEX, S.L.

² Departamento de Ecología, Universidad de Alicante

³ Unidad de Salud de los Bosques, Servicio de Defensa del Medio Natural, Dirección General de Medio Natural, Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Resumen

Las comunidades de insectos participan en multitud de procesos ecosistémicos, y son una parte fundamental de los ecosistemas forestales. Sin embargo, la estructura y composición de sus comunidades son muy poco conocidas, pudiendo resultar en una potencial herramienta de gestión y conservación de los ecosistemas forestales. Se utilizan datos de captura y abundancia las especies de entomofauna forestal obtenidos durante el periodo 2019-2020 meses en la Red de Estaciones ESFP de la Región de Murcia, con el objetivo de evaluar metodologías para el conocimiento de la biodiversidad estas comunidades de insectos forestales, utilizando los diferentes índices de riqueza y diversidad, curvas de rarefacción y curvas rango-abundancia. Se estudia la variación de la diversidad a lo largo del año, y se estima su relación con algunos parámetros ambientales, su correlación con el crecimiento de los árboles y con las tasas de desfronde. Se evalúa su potencial como indicadores de tendencias en los ecosistemas forestales ante el Cambio Global.

Palabras clave

Redes instrumentadas, Riqueza de especies, Curvas de rango-abundancia, Índice de Shannon-Weaver.

1. Introducción

Los bosques son ecosistemas multifuncionales para el ser humano, ya que entre otros servicios ecosistémicos, ayudan a regular el clima, proveen bienes tangibles y sostienen altos valores de biodiversidad (Morcillo et al, 2019). Las temperaturas han estado estrechamente vinculadas a las variaciones de dióxido de carbono atmosférico en un cambio cíclico que se repite a una escala de milenios (ICCP, 2013) y al que la vegetación se ha visto obligada a adaptarse, especialmente los situados cerca los límites de distribución de las especies forestales. La adaptación fina de algunas de estas especies de árboles a la temperatura y humedad los hace ser poco competitivos en los márgenes de su nicho ecológico. Esto causa debilitamiento y decaimiento del arbolado que los hace especialmente sensibles al ataque de insectos como los escolítidos. Puede asociarse entonces ciertos brotes epidémicos a una consecuencia necesaria de un cambio climático que genera un clima más cálido (Allen et al 2010, Hartmann et al 2018).

Un brote epidémico de escolítidos puede ser favorecido por factores ambientales como son los cambios de temperatura y la humedad, pero también por cambios en las relaciones insecto-árbol y otras relaciones interespecíficas insecto/insecto como las de depredación, parasitismo y competencia (Morcillo et al 2019). De este modo, un invierno suave puede alargar el periodo reproductivo y reducir la mortandad directa por temperatura letal sobre algunas especies de insectos. Los aumentos de temperatura también producen cambios en los árboles modificando la disponibilidad hídrica por evaporación y de su forma de utilizar el agua por transpiración. De este

modo ciertas especies de árboles verán favorecido su crecimiento y vigor en condiciones de temperatura más alta y otras sufrirán estrés y decaimiento, que a su vez generará cambios bioquímicos que serán detectados por los escolítidos como señales positivas de vulnerabilidad.

Otro de los efectos esperados del cambio climático es la aparición de desfases entre ciclos biológicos (ICCP, 2013). De este modo pueden desaparecer interacciones entre especies en un ecosistema por el simple desajuste temporal. A modo de ejemplo, un depredador puede aparecer demasiado pronto o demasiado tarde como para controlar eficazmente la población de su especie presa, de modo que se la presa salga favorecida por falta de presión de depredación.

Por tanto, en los ecosistemas forestales de climas templados interactúan tres tipos de actores, los productores primarios, los árboles, sus depredadores herbívoros, principalmente artrópodos, y los componentes abióticos derivados del clima, principalmente temperatura y precipitación (Gallego y Campo, 2010). Estos componentes y sus interacciones definen un sistema altamente complejo, compuesto de muchos actores en interacción continua. El clima describe el contexto de la dinámica forestal a gran escala, de modo que la temperatura modula la reproducción de los insectos fitófagos y sus depredadores, y en interacción con la precipitación, el crecimiento y vigor de los árboles, que su vez modulará los niveles de población de los herbívoros y sus depredadores, generándose bucles de retroalimentación que serán determinantes en la estabilidad del ecosistema. Dumm et al (2006) estudiaron el ejemplo concreto de la interacción dinámica entre los insectos, los árboles y el clima. Estos autores se centraron en el papel que los escolítidos (Curculionidae, Scolytinae) y en el papel que juegan en la deforestación a gran escala y en el cambio climático, proponiendo un nuevo término, el cambio climático entomogénico. Ciertas especies de estos escolítidos y en ciertas condiciones ambientales, pueden ejecutar procesos de deforestación muy importantes. Estos autores estudiaron estos procesos en bosques boreales de América del Norte, como modelo de vulnerabilidad de los ecosistemas forestales situados en las proximidades del ecotono forestal.

Los bosques del sureste ibérico también puede ser un ejemplo de estos ecosistemas límite, próximos a su ecotono. Aunque el ejemplo utilizado por Dumm et al. (2006) es necesariamente incompleto, ya que solo se refiere a un tipo de ecosistema forestal, sirve para ilustrar la complejidad de las interacciones que están implicadas en la dinámica forestal. Además proponen a los escolítidos como un nuevo actor en el cambio climático. Los escolítidos representan un agente biótico que actúa a escala temporal detallada, es decir, a escala de años. Algunas especies de escolítidos de los bosques boreales norteamericanos, pueden causar importantes cambios en el ecosistema forestal a una escala de tiempo corto, tales como la deforestación de grandes áreas (Dumm et al. 2006).

2. Objetivos

El presente trabajo se plantea el objetivo de explorar las relaciones de covariación entre la biodiversidad, expresada como índice de Shannon-Weaver, y parámetros de vigor del arbolado, para lo que se utilizará el crecimiento diametral y el desfronde, a partir de una serie larga de datos y una corta, recopilada en la red ESFP de la Región de Murcia.

3. Metodología

La Red de Estaciones de Seguimiento Forestal Permanente (ESFP), se ubica en la Región de Murcia se instaló en el año 2008 por parte de la Unidad de Salud de Bosque y que actualmente pertenece al Servicio de Ordenación y Gestión de los Recursos Naturales de la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Agricultura y Agua. Esta red está constituida por 20 estaciones o ESFPs, en las que se monitorea de forma permanente e intensiva factores como la temperatura y la precipitación, el vigor del arbolado mediante el crecimiento de su diámetro, la

entomofauna forestal y el desfronde. La red estuvo en funcionamiento continuo desde 2008 a 2013, y de forma esporádica en 2014 y 2015, se decidió volver a ponerla en marcha en otoño de 2019, aunque reducida a 5 ESFP, con el fin de asegurar su funcionamiento a largo plazo (Figura 1).

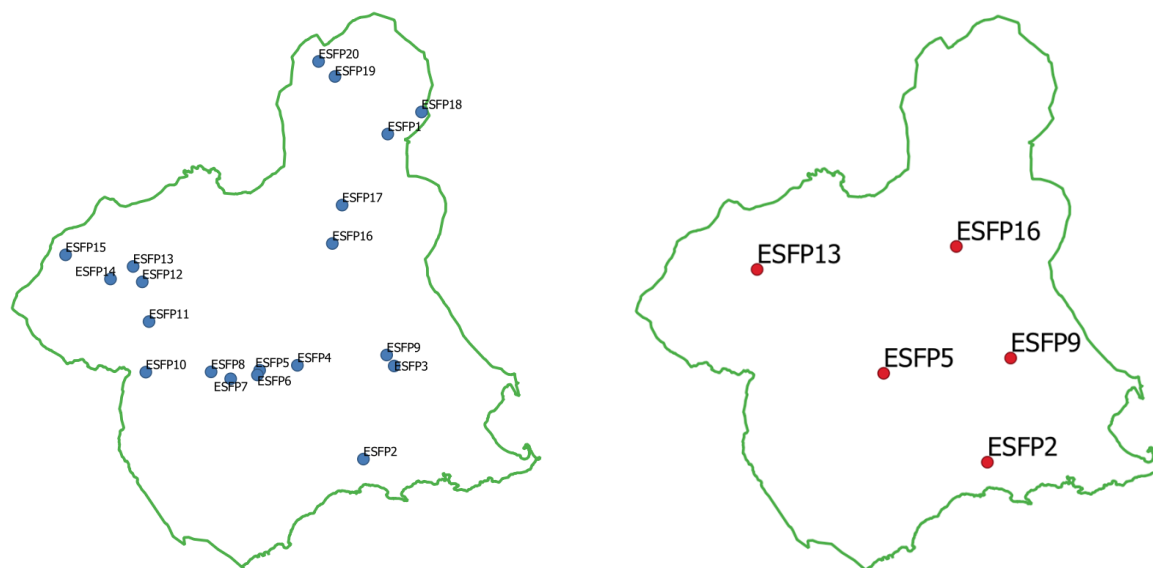


Figura 1. Distribución de las Estaciones de Seguimiento Forestal (ESFPs) en la Región de Murcia. Izquierda: red de estaciones operativas en el periodo 2008-2014; derecha: red de estaciones operativas desde 2019.

El monitoreo del clima se realiza mediante el seguimiento de la temperatura y precipitación. La temperatura es controlada por un registrador continuo HOBO pendant MX (Figura 2). El registrador toma las temperaturas del aire cada 2 horas. Los registradores están situados en torno a metro sobre el nivel del suelo y colgados de una rama, evitar lo máximo posible la incidencia de la radiación solar. La información que recoge es descargada mensualmente vía Bluetooth a Smartphone. El seguimiento de la precipitación se realiza mediante pluviómetro de cuchara modelo Rain-o-m100, conectado a un registrador HOBO pendant event UA-003-64 (Figura 2). Este registrador tiene una precisión de 1 L/m². El pluviómetro está instalado en un claro de la ESFP y atado a una varilla metálica, 80 centímetros de altura. Los registros de precipitación se descargan mensualmente por el transportador HOBO Waterproof Shuttle.

El seguimiento de la comunidad de insectos forestales saproxílicos se realiza mediante la captura en una trampa cebada con atrayentes de amplio espectro. Se utiliza una trampa Crosstrap (Econex, España), una trampa de láminas cruzadas (Figura 2), cebada con tres atrayentes, un dispensador de etanol, un dispensador de alfa-pineno, un dispensador de feromonas de escolítidos, compuesto por ipsenol, ipsdienol y z-verbenol. Este conjunto de atrayentes tiene como diana muchas de escolítidos, y otras especies de fitófagos no foliofagos que se alimentan de tejidos vegetales de especies leñosas, así como sus depredadores y parasitoides (Gallego y Campo, 2010). Los insectos se capturan en seco para lo que utiliza un tarro de captura con fondo de malla de acero inoxidable y en el que se coloca un pequeño trozo de malla mosquitera de fibra de vidrio impregnada en deltametrina para matar a los insectos capturados. Mensualmente los tarros de captura son recogidos y sus capturas conservadas en viales con etanol al 70% debidamente etiquetados. En laboratorio, y bajo lupa binocular, se identifican las especies y se realiza el recuento de todos los individuos.

Para el estudio del componente arbóreo se marcaron 22 árboles en cada ESFP, mediante un trazado en espiral desde un punto central. Los árboles son caracterizados anualmente dasométrica y fitosanitariamente de acuerdo a la metodología de evaluación de daños forestales de la Red Tipo I de ICP-Forest. Además, cada EFPS dispone de dos dendrómetros de banda (Figura 2) para la

medición de su crecimiento continuo. Estos dos dispositivos se instalaron en el árbol de mayor diámetro y en el de menor diámetro a un metro y medio de altura. Mensualmente se registra su crecimiento, calculado como la diferencia entre las dos lecturas de meses consecutivos.

Para el seguimiento del desfronde se incorporó un colector de desfronde en cada ESFP (Figura 2). Cada colector está fabricado en acero inoxidable y formado por un bastidor circular de 37 centímetros de diámetro ($0,11 \text{ m}^2$) y tres patas de 1,5 metros clavadas en el suelo. El desfronde se recoge en una bolsa de lavandería de malla fina que es recogida mensualmente. En laboratorio, de cada muestra se separa y pesa cada una de las siete fracciones en que se ha dividido: ramas y ramillas, corteza, acículas, megasporofilos (codificados como “flores”), piñas, excrementos y otros. Las muestras fueron secadas en estufa a 70°C durante 12 horas tras lo que se junta con cada fracción del mes anterior para la realización de un análisis de composición elemental anual. Para ello se realizó un secado de cada muestra total anual en la estufa a 70°C durante 48 horas. Tras ello se realizó una homogeneización y triturado de toda la muestra. Se tomaron 2 gramos de cada homogeneizado que de nuevo fue sometido a secado a 70°C durante otras 48 horas para realizar microanálisis elemental por combustión de carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre mediante “dynamic flash combustion” y calibración por sulfametazina. Los datos que se obtuvieron en porcentajes y fueron transformados a kilogramos por hectárea.



Figura 2. Instrumental actualmente utilizado en las ESFP. Arriba izquierda: registrador HOB0 pendant MX con conexión bluetooth. Arriba centro: etiqueta identificativa y dendrómetro de banda instalados. Abajo izquierda: Pluviometro de cuchara Rain-o-m.100, conectado a registrador HOB0 pendant event UA-003-64 protegido en caja estanca. Abajo centro: colector de desfronde. Derecha: trampa Crossstrap cebada con etanol, alfa-pineno, ipsenol, ipsdienol y cis-vervenol.

Para el presente trabajo se han utilizado dos conjuntos de datos para explorar las relaciones entre la diversidad de especies de la comunidad de insectos saproxílicos y dos parámetros de vigor

del arbolado: crecimiento diametral y cantidad de desfronde. En primer lugar se ha realizado un estudio sobre el grado de covariación anual de la biodiversidad, calculada como el índice de diversidad de Shannon-Weaver, y el crecimiento del arbolado, medido como incremento diametral acumulado anual. Para ello se ha utilizado el conjunto de datos que cubría de 2008 a 2013, descartando 2014 y 2015 por la irregularidad de las revisiones. Se ha estudiado la covariación mediante las correlaciones parciales, usando el índice de correlación de Pearson, entre valores de diversidad y de crecimiento acumulado de cada uno de los árboles equipados con dendrómetro, y la media de ambos valores. El total de datos usados asciende a 2641 registros de crecimiento diametral, y 49280 registros de abundancia de individuos de 44 especies de la comunidad de saproxílicos, tomado en las 20 ESFP durante 56 meses. En segundo lugar se ha utilizado el conjunto de datos recogidos durante 13 meses de diciembre de 2019 a diciembre de 2020, correspondiente a cinco ESFP. Se han dispuesto de 3420 registros relativos a 57 especies de la comunidad de saproxílicos, y 420 registros relativos al peso del desfronde. Para el segundo conjunto de datos se han utilizado las regresiones como método de estudio de la covariación. Todos los procesos de datos se han realizado utilizando R (R Core Team, 2021) y las extensiones Vegan (Oksanen et al 2017,) y ggplot2 (Wickham, 2016).

4. Resultados

El crecimiento diametral acumulado durante los 56 meses correspondientes el periodo 2008 a 2014 presenta conspicuas diferencias en función de la especie y el diámetro de partida (*Figura 3*). Por un lado destaca el crecimiento medio de *Pinus nigra*, que se separa de la tendencia a partir de marzo de 2009, con un importante incremento hasta diciembre de ese mismo año. A partir de enero de 2010 esa tendencia se suaviza, aunque se sigue manteniendo muy por encima de las otras dos especies. En cambio, *P. pinaster* ha registrado crecimientos mucho más discretos, no alcanzando a acumular 1 cm de diámetro en 56 meses. Una tendencia prácticamente igual se ha observado en los *P. halepensis* de mayor diámetro (>20cm). En ambos casos se aprecia que 2009, 2010 y 2011 fueron años en que estos árboles acumularon mayor crecimiento que en los siguientes años 2012, 2013 y 2014, donde la curva se casi plana. En cambio, en los *P. halepensis* de menor diámetro, no parecen haber diferencias en su crecimiento hasta enero de 2010, cuando los ejemplares de diámetros superiores a 10 y menores de 20 cm aceleran su crecimiento hasta enero de 2012. A partir de ese año la curva se aplana mucho salvo picos excepcionales. En cambio, los *P. halepensis* de menor diámetro (<10 cm), mantienen el crecimiento alto hasta mayo de 2011, tras lo cual su curva se aplana.

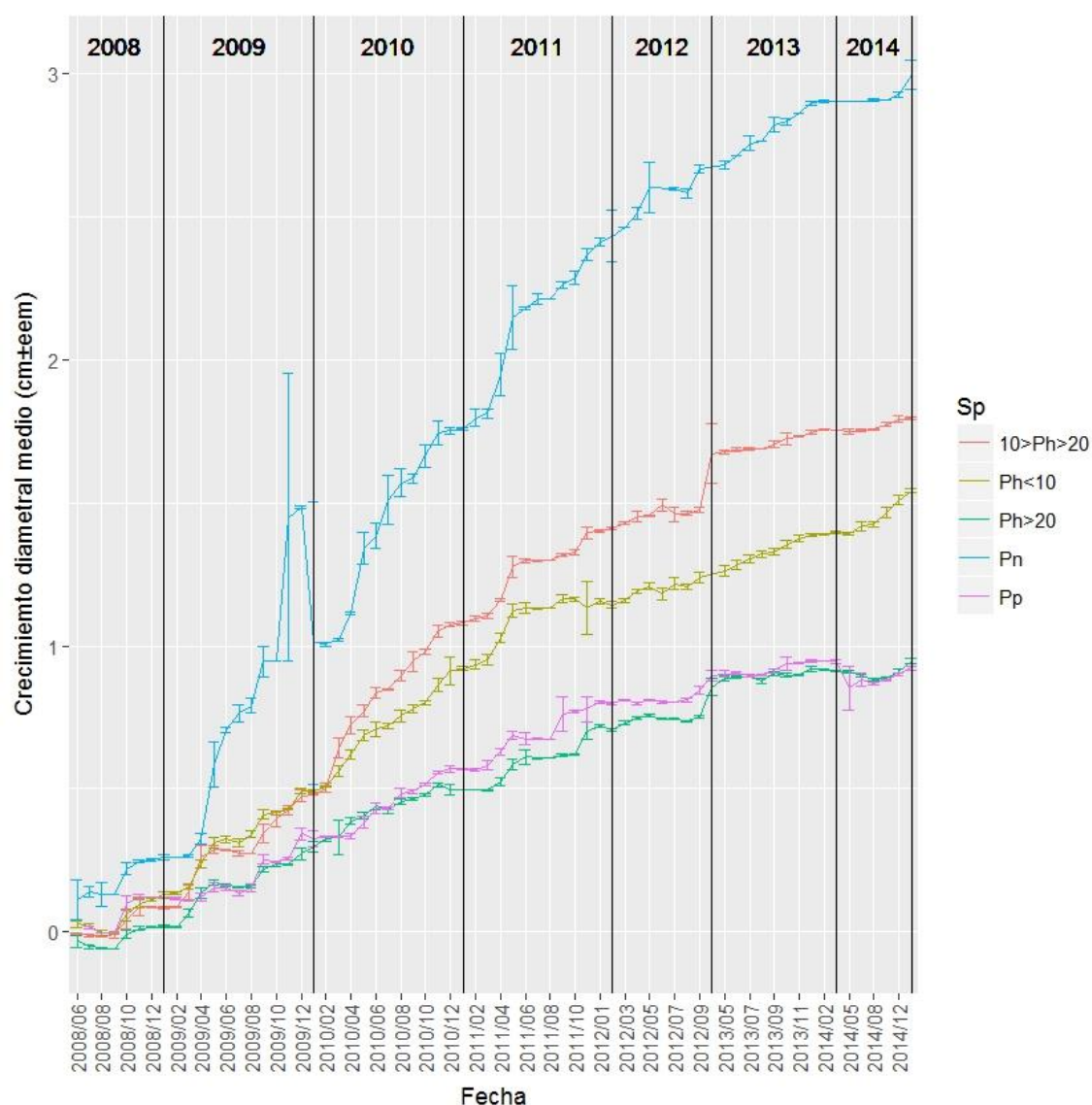


Figura 3. Incremento diametral medio acumulado para todos los árboles dotados de dendrómetro en la red ESFP, en función de su especie y tamaño. Sp: Especie. 10>Ph>20= Pinus halepensis con diámetros entre 10 y 20 cm; Ph<10= P. halepensis con diámetros menores de 10 cm; Ph>20= P. halepensis con diámetros mayores de 20 cm Pn= P. nigra; Pp= P. pinaster.

Si se representan conjuntamente el crecimiento acumulado anual de cada uno de los árboles medidos y el valor del índice de Shannon-Weaver para ese mismo año, se obtienen los gráficos de la Figura 4. De forma general se aprecian máximos de diversidad en los años 2009 y 2010. También de forma general los valores del índice toman una tendencia descendente en 2011 y 2012. En cambio en 2013 se observan todo el abanico de posibilidades en los valores del índice: en 7 ESFP continúan descendiendo, en 5 se mantiene, y en 8 asciende.



Figura 4. Evolución de los valores de diversidad (color verde) y crecimiento acumulado de cada árbol (colores naranja) por año, para cada ESFP.

Al representar la nube de puntos que se obtiene en los gráficos de dispersión de Diversidad frente a los crecimientos de cada árbol por separado y su media (Figura 5), se aprecia covariación positiva para ambos árboles y su media el 70 % de las ESFPs. Tan sólo se observan covariaciones negativas con el crecimiento de uno de los árboles en las ESFPs 12, 15 y 18.

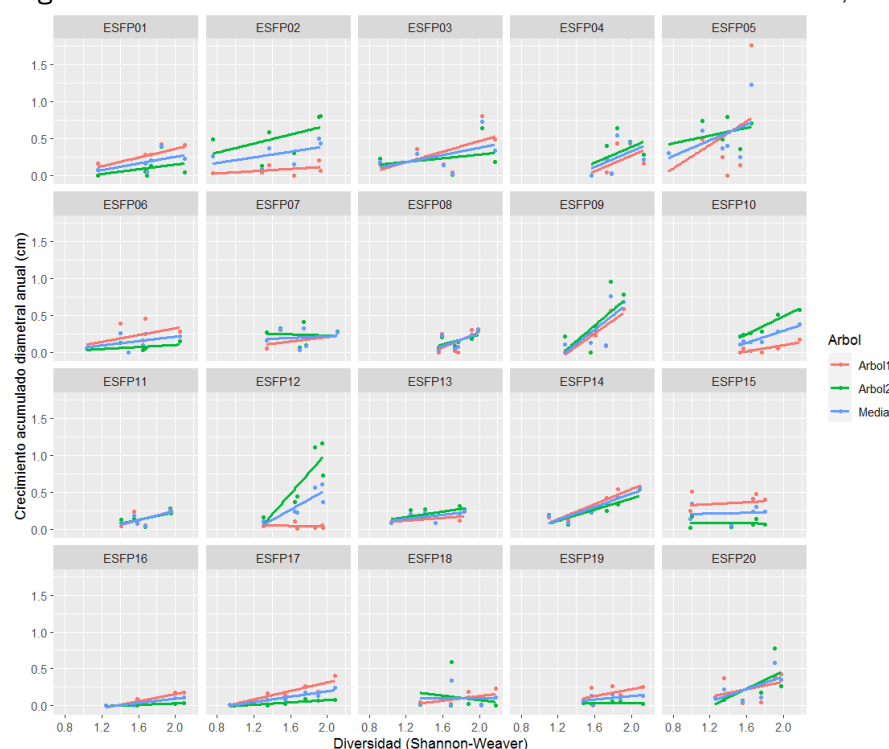


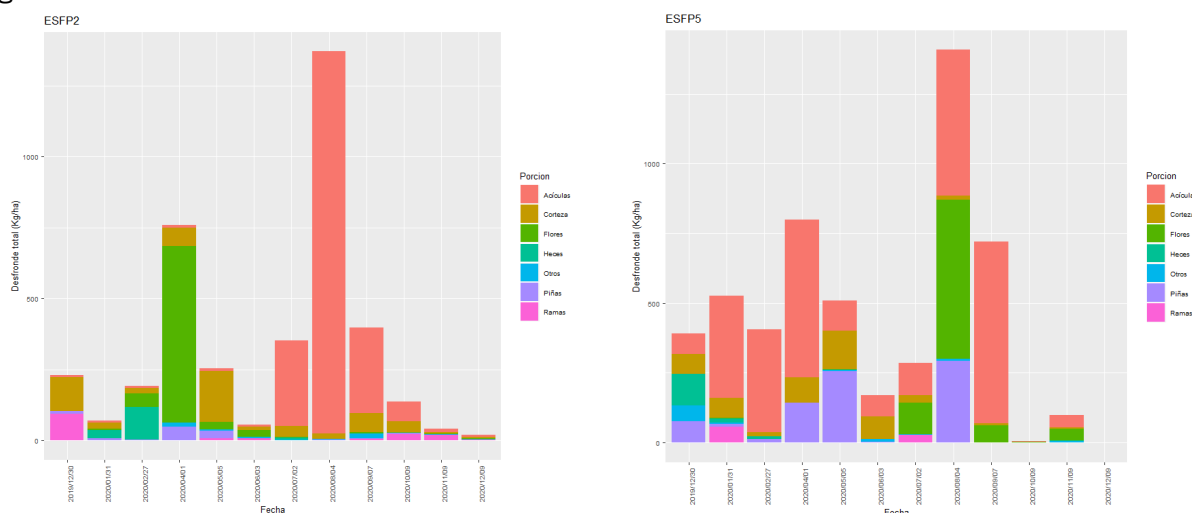
Figura 5. Gráficos de dispersión de Diversidad frente a los crecimientos de cada árbol y el crecimiento medio, por ESFP, para el periodo de 56 meses entre 2008 y 2013. Las líneas representan las respectivas tendencias suavizadas para cada conjunto de datos.

Esta alta variabilidad es aún más patente para los crecimientos (Figura 4), tanto entre ESFP como entre años. De forma general se aprecia un máximo de crecimiento entre 2009 y 2010, con excepciones, seguido de una tendencia general a decaer hasta 2012. Del mismo modo, en 2013 aparece una gran variabilidad de tendencias. También es apreciable cierta tendencia a la covariación entre diversidad de las comunidades y crecimiento del arbolado. Esa covariación se ha estimado mediante el cálculo del índice de correlación de Pearson (**Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Entre el 60 y 55 % de las ESFP se registra correlación superior a 0,5 con uno de los árboles de la parcela, mientras que en el 40 % correlaciona con el crecimiento de ambos árboles. En cambio, las correlaciones con el crecimiento medio superiores a 0,5 ascienden al 65 %.

Tabla 1. Valores del índice de correlación de Pearson de Diversidad frente a crecimiento diametral de cada árbol y el crecimiento medio, para cada ESFP en el periodo de 56 meses (2008 a 2013). Sombreadas en gris se resaltan los valores superiores a 0.05

	ESFP01	ESFP02	ESFP03	ESFP04	ESFP05	ESFP06	ESFP07	ESFP08	ESFP09	ESFP10
Árbol 1	0,684	0,43	0,58	0,52	0,401	0,423	0,332	0,578	0,799	0,816
Árbol 2	0,328	0,506	0,271	0,42	0,4	0,398	-0,077	0,678	0,602	0,966
Media	0,545	0,521	0,46	0,487	0,465	0,453	0,125	0,634	0,705	0,96
	ESFP11	ESFP12	ESFP13	ESFP14	ESFP15	ESFP16	ESFP17	ESFP18	ESFP19	ESFP20
Árbol 1	0,697	-0,204	0,503	0,934	0,145	0,916	0,891	0,486	0,533	0,405
Árbol 2	0,66	0,848	0,55	0,847	-0,067	0,832	0,833	-0,186	0,038	0,649
Media	0,719	0,846	0,578	0,922	0,091	0,939	0,919	0,003	0,513	0,628

A partir de 2019 el estudio de la comunidad de alberga más especies (57) que en el periodo anterior (44), por lo que los valores de los índices van a variar y no van a ser comparados en el presente trabajo. Se han obtenido resultados relativos al desfronde (Figura 6), en los que se aprecia que las ESFP 2 y 5 han depositado cantidades superiores a 1200 kg/ha. En la ESFP2, compuesta exclusivamente por *P. halepensis*, la mayor proporción de desfronde se corresponden con acículas y megasporofilos, al igual que las otras ESFP compuestas únicamente por pino carrasco (ESFPs 9 y 16). En cambio, ESFP5 está compuesta por *P. nigra* y ESFP13 por *P. nigra* y *P. pinaster*. En el primer caso se parecía que la fracción más importante es la deposición de acículas, pero que la porción de megasporófilos y pinas han aportado cantidades similares. En la ESFP13 la cantidad de desfronde han sido muy baja en relación a las otras estaciones, salvo por el pico de deposición de acículas en agosto de 2020.



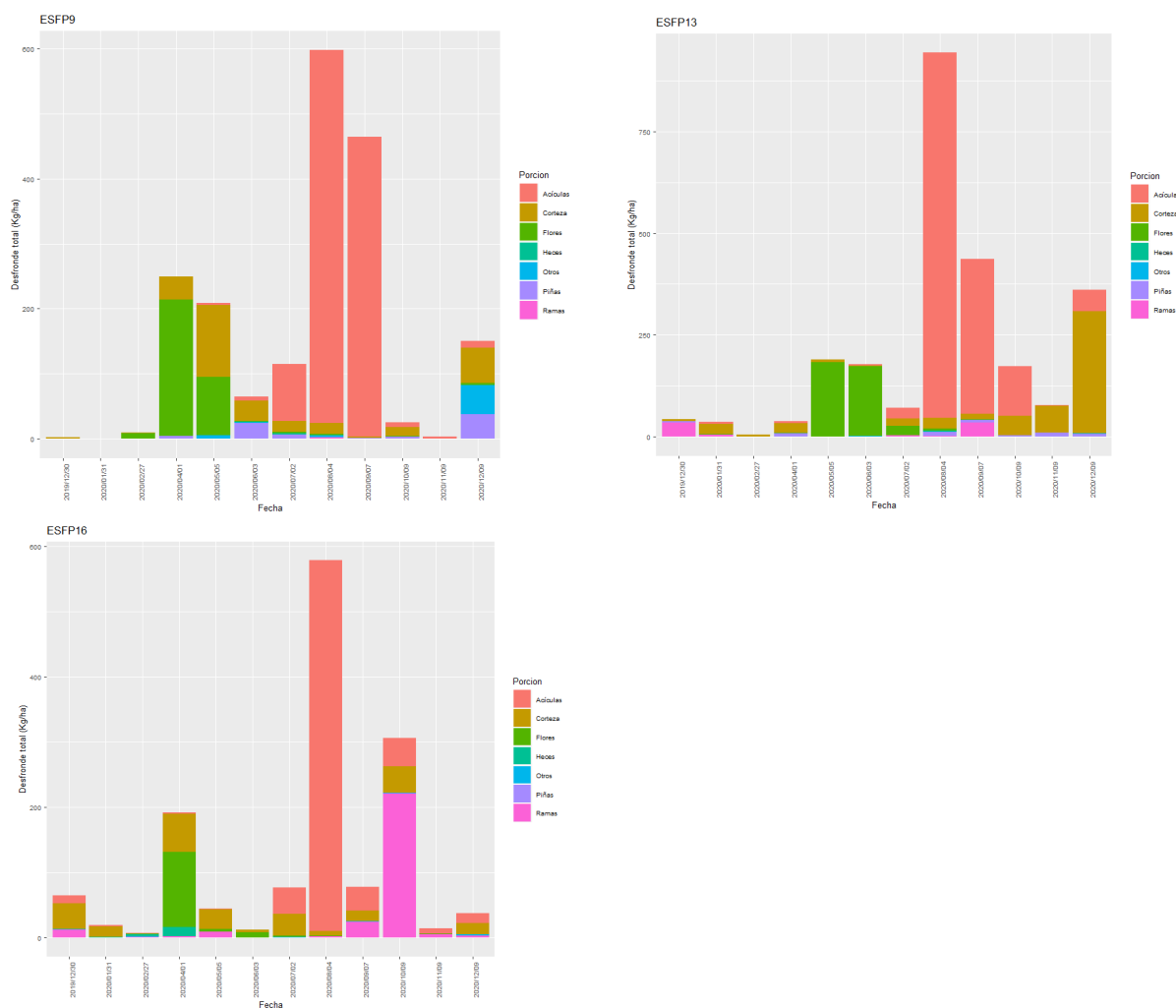
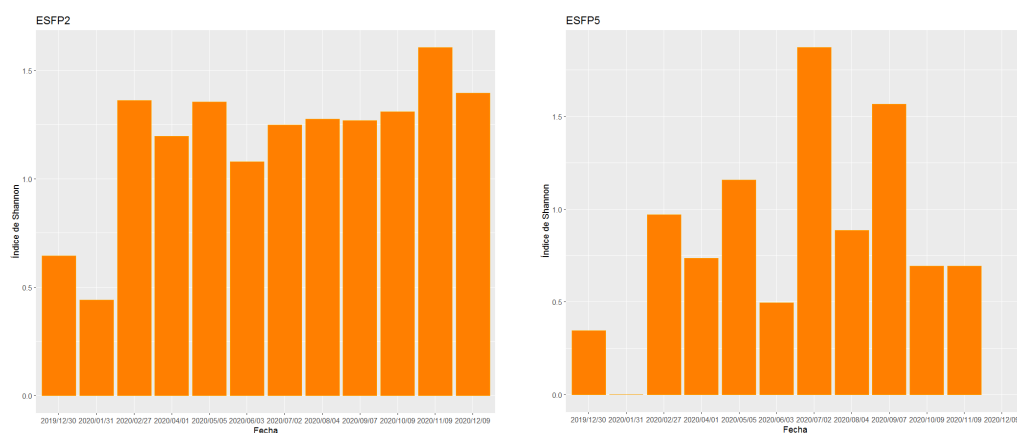


Figura 6. Porciones de desfronde por meses para cada ESFP. Flores = porción de megasporófitos.

En cuanto a la evolución mensual de la diversidad durante el año 2020 (Figura 7), se aprecia que en las ESFPs 2 y 13, los valores son poco estacionales, manteniéndose con poca variación a partir de marzo, con un pico en noviembre. La ESFP más estacional en cuanto a diversidad es la ESFP5, sin el pico de diversidad de noviembre, ubicada en un bosque de *P. nigra* en torno a 1500 m de altitud. Las ESFPs 9 y 16 muestran estacionalidades menos marcadas y presentan el pico de diversidad de noviembre.



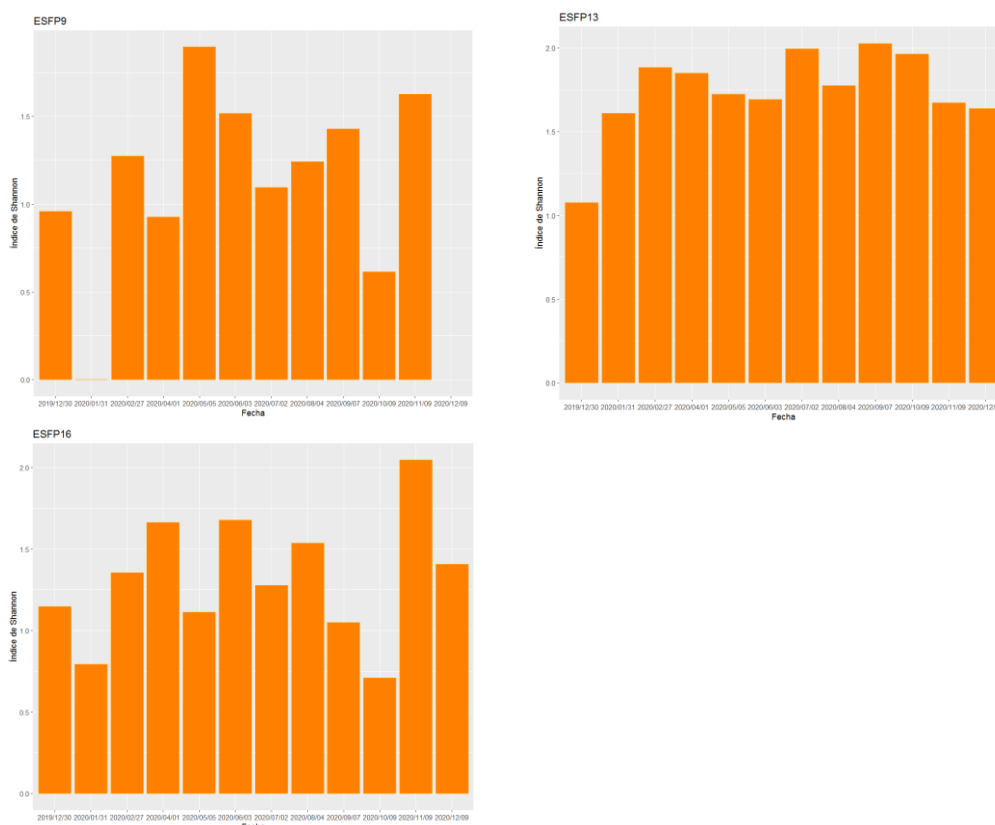


Figura 7. Valores de diversidad (Índice de Shannon-Weaver) por mes y ESFP.

Se ha confirmado una relación de covariación entre el índice de diversidad calculado mensualmente y la cantidad de desfronde mensual, obteniéndose una regresión lineal positiva ($F: 8,054$; $p\text{-valor}: 0,0065$; R^2 ajustada: $0,141$). La representación de los datos (Figura 8) se aprecia tendencia de covariación lineal positiva entre ambos parámetros, así como la enorme dispersión de diversidad a valores bajos de desfronde. Aunque la regresión es poco explicativa, tan sólo del 14 % de los datos, se aprecia que existe una tendencia que indica que mayores valores de desfronde mensual están relacionados con mayores valores de Diversidad mensual.

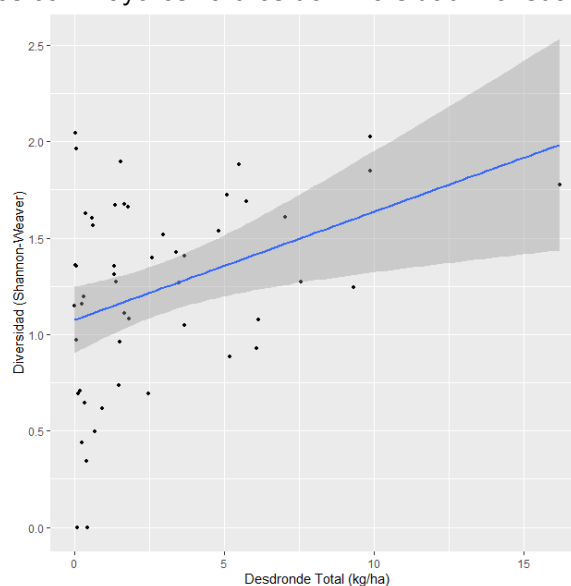


Figura 8. Gráfico de dispersión entre los valores de desfronde y diversidad para las cinco ESFP, durante el año 2020.

5. Discusión

Los datos presentados están indicando que la diversidad de la comunidad de saproxílicos de los pinares mediterráneos está relacionada con parámetros que miden el vigor de los árboles de ese pinar. El estudio de la serie larga de datos, de 56 meses entre 2008 y 2013, indica que existe una correlación entre los valores de diversidad y los valores de crecimiento de los diferentes árboles en cada ESFP, y que en la mayoría de casos, con el crecimiento medio de ambos. Esta relación está indicado que bosques con mayor vigor y mayor capacidad de crecimiento son capaces de soportar comunidades de insectos forestales más complejas y por tanto más diversas. Hay que tener en cuenta que la comunidad de insectos que se está considerando en este trabajo incluye una mayoría de especies fitófagas ramoneadoras, algunas de ellas consideradas como plagas forestales en muchos manuales de sanidad forestal, como *Tomicus destruens*, *Ips acuminatus* o *I. sexdentatus*, y muchísimas otras consideradas como especies secundarias ligadas a debilidad del arbolado. Los bosques en los que se ubican las ESFP no han registrado eventos de mortandad o plaga forestal durante el periodo estudiado, por lo que las estas especies fitófagas se encuentran incluidas en una red de interacciones ecológicas que regulan sus niveles poblacionales, generando comunidades diversas con poca dominancia de una especie sobre otras. Estas redes de interacciones ecológicas han sido estudiadas en la red ESFP por Ramón (2010) y Mas (2016) concluyendo que las redes más complejas se establecían en las ESFPs ubicadas en los lugares más fríos de la Región y que estas redes estaban centradas en especies fitófagas más generalistas como *Orthotomius erosus* o *Monochamus galloprovincialis*.

Nuestros resultados evidencian fluctuaciones en los valores de crecimiento y diversidad, en muchos casos con altos niveles de correlación. De este modo ha detectado un periodo en que, de forma general, ambos parámetros aumentan, como el comprendido entre 2008 y 2010. Por el contrario, en los años 2011 y 2012 las tendencias de ambos parámetros son descendentes en la mayoría de los casos. En posteriores estudios se pretende estudiar la relación de estas fluctuaciones con los registros de temperatura y precipitación en las correspondientes ESFPs. Asimismo, se irán incorporando los datos acumulados desde su nueva puesta en marcha desde 2019 al presente, lo que ayudará a definir tendencias y grados de covariación mucho más finos.

El desfronde es un proceso fundamental para la dinámica, la renovación y el mantenimiento de un ecosistema forestal, ya que los flujos de nutrientes y energía están altamente relacionados (Callenas y Aynaz, 1993) En los bosques maduros, el desfronde puede llegar a suponer el 90% de la fracción de los nutrientes que son devueltos al suelo. Los restos de hojas constituyen una de las fracciones del desfronde que más nutrientes aporta, en algunas circunstancias hasta el 80%, tanto en bosques de coníferas como de frondosas (Auzmedi, 2002). Nuestros resultados evidencian relaciones de covariación con la diversidad, de modo que los meses del año en que más cantidad de desfronde se produce, tienden a coincidir con los valores más altos de diversidad, siempre teniendo en cuenta la baja explicabilidad de la regresión. Debe recordarse que se parte de valores mensuales de desfronde y diversidad, y tras estos valores hay un importante componente temporal relacionado con la biología y fenología de las especies implicadas. Serán los valores anuales, grado de covariación y su relación con temperatura y precipitación los que aporten mucha más información sobre sus tendencias. Estas tendencias a largo plazo servirán para evaluar la intensidad con que el cambio global generará cambios en los ecosistemas forestales mediterráneos y en la complejidad de sus comunidades.

6. Conclusiones

La biodiversidad de las comunidades de saproxílicos forestales está relacionada con parámetros de vigor y madurez de los árboles de los ecosistemas forestales que las acogen.

Esta biodiversidad medida con el índice de Shannon-Weaver muestra fluctuaciones a intra e inter anuales. Las fluctuaciones intraanuales covarían de forma positiva con la cantidad de desfronde mensual, aunque ambos valores están muy determinados por los ciclos biológicos y fenología de las especies que la componen. Las fluctuaciones interanuales de la diversidad muestran correlación con los crecimientos diametrales, de forma que periodos de buen crecimiento también presentan valores altos de diversidad.

Son necesarios estudios posteriores que permitan establecer o descartar relaciones con temperatura y precipitación registradas, así como seguir acumulando datos que permitan establecer tendencias de cambio en los ecosistemas en el marco del cambio global.

7. Agradecimientos

Agradecemos a todos los agentes medioambientales de la Región de Murcia que han colaborado desinteresadamente en algún momento de la realización de los trabajos de seguimiento, con especial agradecimiento a Diego García Tovar y Juan Pedro Álvarez Espín.

8. Bibliografía

ALLEN, C.D.; MACALADY, A.K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; MCDOWELL, N.; VENNETIER, M.; KITZBERGER, T.; RIGLING, A.; BRESHEARS, D.D.; HOGG, E.H.; ET AL.; 2010 A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Ecol. Manag.*, 259, 660–684.

ALLEN, C.D.; BRESHEARS, D.D.; MCDOWELL, N.G.; 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6, 129.

AUZMENDI, I 2002 Producción de masa vegetal aérea en dos bosques de *Pinus sylvestris* L, y su respuesta a distintas intensidades de clara. Trabajo Fin de Grado, Universidad Pública de Navarra, Pamplona. 153 pp

CALLENAS, I.; AYNAS, S.A.; 1993 Desfronde y aporte de minerales al suelo en matorrales de coscoja (*Quercus coccifera*) pp: 301-306. Tomo I. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed.) Actas I Congreso Forestal Español. Lourizán (Pontevedra).

DUMM D.; CRUTCHFIELD J.P.; 2006 Insects, trees and climate: The bioacusic ecology of deforestation and entomogenic climate change Santa Fe Institute Working Paper 120:23 32

GALLEGO, D., CAMPO, M.T. 2010 El bosque ante el cambio climático. *Murcia. Enclave ambiental* 25, 18-29.

HARTMANN, H.; SCHULD, B.; SANDERS, T.G.; MACINNIS, C.; BOEHMER, H.J.; ALLEN, C.D.; BOLTE, A.; CROWTHER, T.W.; HANSEN, M.C.; MEDLYN, B.E.; ET AL.; 2018 Monitoring global tree mortality patterns and trends. Report from the VW symposium Crossing scales and disciplines to identify global trends of tree mortality as indicators of forest health. *New Phytol.* 217, 984–987.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, (IPCC). 2013. Summary for Policymakers. In Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working

Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press. 30 pp. Cambridge, UK,

MAS, H. 2016. Fenología y capacidad de dispersión de *Monochamus galloprovincialis* (Olivier 1795) en la península ibérica. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, 290 pp. Madrid.

MORCILLO, L.; GALLEG , D.; GONZÁLEZ, E.; VILAGROSA, A.; 2019. Forest Decline Triggered by Phloem Parasitism-Related Biotic Factors in Aleppo Pine (*Pinus halepensis*). *Forests*, 10, 608 - 626

RAMÓN, A. 2010. Uso de la red de Seguimiento Forestal Permanente para evaluar tendencias de cambio climático. Trabajo Fin de Carrera, Universidad de Murcia. 58 pp. Murcia.