

**Decaimiento en bosques mediterráneos:
desentrañando amenazas y abordando retos
para su gestión y conservación**

**Decline in Mediterranean forest:
unraveling threats and addressing challenges
to their management and conservation**

Navarro Cerrillo, R.M.^a ¹

¹ *Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba,
DendrodatLab-ERSAF; Laboratorio de Dendrocronología, Selvicultura y Cambio Climático.
Edif. Leonardo da Vinci, Campus de Rabanales s/n, 14071 Córdoba, España,*

* Autor de correspondencia: rmnavarro@uco.es

Resumen

El término decaimiento se viene aplicando de forma genérica a aquellos procesos de pérdida progresiva y prematura del vigor en sistemas forestales. La generalización de este tipo de procesos está determinando la silvicultura que se aplica a muchos sistemas forestales, y ha abierto un debate sobre las opciones selvícolas que se pueden usar para paliar o revertir estos procesos. Si bien la idea de una “silvicultura del decaimiento” es muy atractiva para muchos investigadores, aún no se dispone de datos empíricos sobre los posibles efectos de los tratamientos propuestos en aspectos claves de las masas forestales, como son los cambios en la estructura o en la dinámica de las especies y de la regeneración, cuando se comparan estos tratamientos con los propios de la silvicultura (ej., claras). En este trabajo se revisan algunos conceptos importantes relacionados con los procesos de decaimiento de bosques, el posible impacto de estos procesos en aspectos claves de la silvicultura, y las potenciales alternativas para la gestión de masas de pinar afectadas por procesos de mortalidad en Andalucía.

Palabras claves: silvicultura adaptativa, mortalidad, sequía, gestión forestal, estructura forestal, tratamientos selvícolas, pinares.

Abstract

The term forest decline has been applied generically to those processes of progressive and premature loss of vigor in forest systems. The generalization of this type of processes is determining the silviculture of many forest systems, and has opened a debate on the silvicultural options that can be used to reverse or mitigate the impacts of these processes. Although the idea of a “silviculture of declining forests” is very attractive for many researchers, there is still no empirical data available on the possible effects of the proposed treatments on key aspects of forest stands, such as changes in the structure or the dynamics of species and regeneration, when these treatments are compared with other silviculture practices (e.g., thinning). This paper reviews some important concepts related to the forest decline, and the possible impact of these processes on key aspects of silviculture, as well as potential alternatives for the management of pine stands affected by mortality processes in Andalusia.

Keywords: adaptive forestry, mortality, drought, forest management, forest structure, silvicultural treatments, pine forests.

1. Introducción

Uno de los principales efectos del cambio climático sobre los biomas terrestres es el aumento de los procesos de mortalidad de sistemas forestales (Hartmann *et al.*, 2022). La mortalidad es un proceso natural en cualquier sistema forestal, y la ecología y la silvicultura la han integrado en la dinámica de este tipo de ecosistemas (Oliver *et al.*, 1996). Algunas causas de la mortalidad de los árboles son obvias, como la senescencia, e incluso responden a eventos naturales de carácter catastrófico (por ej., temporales, incendios forestales de origen natural, agentes bióticos de equilibrio, etc.). Sin embargo, en las últimas décadas el interés por la vulnerabilidad de los sistemas forestales frente a los procesos de mortalidad ha pasado de ser un tema “secundario” (p. ej., IPCC 2007) a convertirse en una cuestión central de la sanidad forestal y de la silvicultura debido a la importancia de los daños causados por plagas, patógenos y agentes climáticos extremos (González Díaz *et al.*, 2020), lo que se refleja en el rápido aumento de la literatura científica sobre mortalidad forestal (Jiang *et al.*, 2022; Acosta-Muñoz *et al.*, 2024). La mayor parte de estos estudios científicos se centran en aspectos relacionados con la ecología forestal (ej., ecología de poblaciones, dendroecología, ecofisiología, etc.) que consideran que los procesos de mortalidad se pueden “explicar” desde sus diferentes perspectivas, aunque reconociendo la complejidad de este proceso. Así, se definen un conjunto de factores o mecanismos causales; y escalas espaciales y temporales de las especies y de los ecosistemas, para comprender los procesos de mortalidad. Estos estudios ayudan a entender la relevancia y la validez de los puntos de vista que ofrecen las distintas disciplinas (o escalas) sobre el mismo proceso.

No obstante, los patrones y las causas de la mortalidad de sistemas forestales suelen ser complejos, y pueden resultar en cambios rápidos y a gran escala de la estructura y de la función de los ecosistemas (Anderegg *et al.*, 2015). Aunque muchas de las consecuencias de los procesos de mortalidad son evidentes, nuestro conocimiento de sus causas es limitado, por lo que comprender y predecir los procesos de decaimiento y de mortalidad forestal es fundamental, tanto para la ecología como para la silvicultura. En el ámbito de la silvicultura, y a pesar de la importancia que de estos procesos están teniendo en muchos sistemas objeto de gestión forestal, no existe una comprensión integral de cómo aproximar los procesos de mortalidad. En este artículo, se proporciona una visión de los procesos de mortalidad forestal desde la silvicultura, partiendo del análisis de sus posibles causas y de sus consecuencias, la variabilidad de sistemas forestales a los que afecta, y la importancia actual de sus efectos sobre la silvicultura de las masas de pinar, con una referencia particular al caso de Andalucía.

2. El decaimiento: un concepto esquivo

2.1 Causas únicas y múltiples de deterioro

El concepto de decaimiento de sistemas forestales es una cuestión fundamental

cuando se analizan los procesos de deterioro o mortalidad de los sistemas forestales (Franklin *et al.*, 1987). El término decaimiento se define como “la reducción gradual del vigor de las plantas perennes como resultado de síntomas crónicos”, frente al término “muerte regresiva” (*dieback*) que hace referencia a la “muerte progresiva de brotes, ramas o raíces que generalmente comienza en la copa. La muerte regresiva puede deberse a chancros, podredumbres del tallo o de la raíz, insectos perforadores, nematodos, lesiones invernales, deficiencia o exceso de humedad o nutrientes, o algún otro factor o un complejo de estrés”. (sensu Shurtleff y Avere, 1997). Este término surgió de la incapacidad de encontrar un solo agente causal para explicar los procesos de mortalidad de masas forestales. Fue propuesto por primera vez por Sinclair (1965), y se amplió posteriormente para incluir daños en bosques asociados a agentes bióticos y abióticos complejos que implicaban múltiples factores (factores de predisposición, incitación y contribución). Manion (1981) refinó el concepto de Sinclair, proponiendo el modelo de decaimiento en “espiral” (la “espiral de Manion”, Manion, 1991). A partir de este modelo, el término decaimiento (y otros conceptos similares) se generalizaron para interpretar una serie de situaciones donde se produce una muerte “progresiva” de los árboles sin que pueda identificarse un agente causal único; y se usa, a menudo, cuando la causa de un proceso de mortalidad es desconocida. Aunque aparentemente intuitiva, esta definición se aplica, a veces, de forma *rutinaria* para describir todo tipo de procesos que comprometen el estado sanitario de los sistemas forestales, desde situaciones muy complejas hasta situaciones más *simples* donde actúa un agente único, por lo que es imposible lograr una definición universal para todas las situaciones en las cuales se utiliza. A pesar de ello, y de los años en que este concepto ha sido utilizado por la comunidad científica, posiblemente la revisión más interesante de este concepto sigue siendo la realizada por Sinclair y Hudler (1988) que propusieron cuatro esquemas conceptuales diferentes para explicar los procesos de mortalidad del arbolado (*Fig. 1*):

- a) En el **esquema más simple**, el decaimiento refleja un **síndrome de deterioro lento y causado, principalmente, por un solo factor identificable**, sea éste de tipo biótico (ej., plaga o enfermedad) o abiótico (ej., sequía severa). Un ejemplo es la acción de un patógeno que produce síntomas reproducibles, y que se traduce en cambios fisiológicos y daños en el árbol que conducen a la muerte total o parcial de la planta (ej., daños de insectos del “grupo *Cerambyx*” en individuos senescentes de encina y alcornoque, Duque y Navarro-Cerrillo, 2017). Otro ejemplo, es la acción directa de la deposición de contaminantes sobre la vegetación, lo que supone una pérdida de vigor, defoliación, clorosis, y potencialmente la muerte del arbolado (Pardos, 2006). En cada uno de los ejemplos que acabamos de citar, hay un único factor responsable del deterioro, aunque, sin duda, hay otros factores que contribuyen, pero no de forma determinante.
- b) En un segundo esquema, **un árbol sufre un proceso de estrés severo** (por ejemplo, una sequía), que lo **vuelve anormalmente sensible** a factores am-

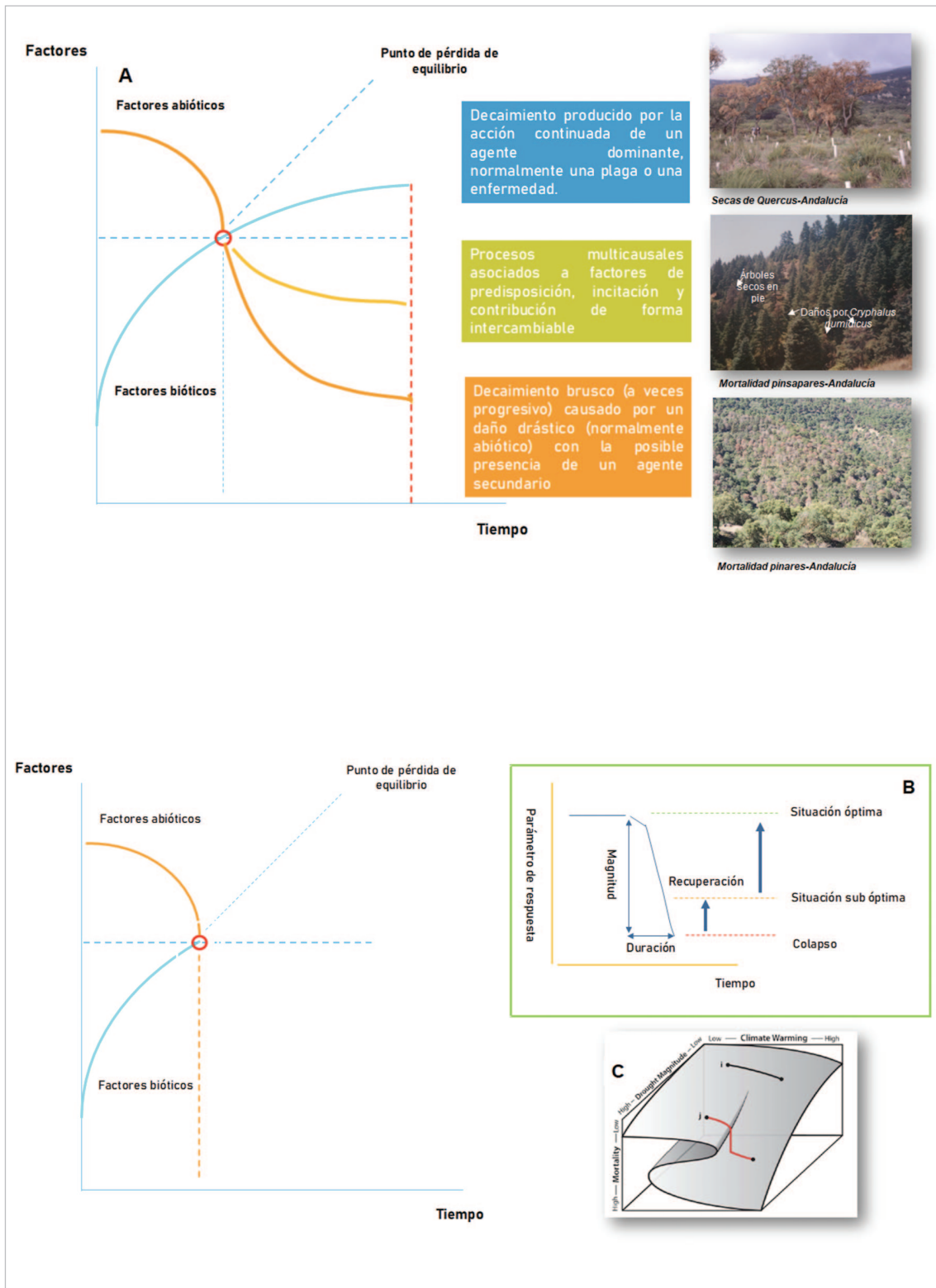


Figura 1. Esquemas conceptuales de los procesos de mortalidad del arbolado: A) modelos de decaimiento propuestos por Sinclair y Hudler, 1988; e interpretación del punto de “perdida de equilibrio” a partir de B) Jentsch *et al.* (2007) y C) Allen *et al.* (2015).

bientales adversos y, por tanto, susceptible a patógenos y plagas oportunistas. Los factores secundarios y los organismos oportunistas pueden ser las causas inmediatas del decaimiento, pero en ausencia de interacciones complejas. Un ejemplo sería los procesos de mortalidad de masas de *Pinus halepensis* asociados a Candidatus *Phytoplasma pini* (clase Mollicutes, micoplasmas, Lasa *et al.*, 2024). En este caso, la sequía de 2013 predispuso a las masas a procesos bruscos y masivos de muerte, pero con un agente causal final bien identificado y causado por un patógeno oportunista.

- c) En un tercer esquema, más próximo al de Manion (1981) el decaimiento se explica como un **proceso de varias fases causado por los efectos crónicos de múltiples factores adversos**. Uno o más de estos factores primero debilitan o predisponen al árbol; luego otros factores incitan el decaimiento y otros contribuyen al impacto del factor incitador. Los factores de predisposición, incitación y contribución son intercambiables. La idea clave de este esquema es que introdujo la interacción de factores bióticos y abióticos como desencadenantes del decaimiento, y es el que más ampliamente se ha utilizado. Esta interpretación se ha aplicado a numerosos procesos de decaimiento forestal, como el caso de la seca de los *Quercus*, aunque ha sido cuestionado por algunos autores (Sánchez *et al.*, 2000).
- d) Un último esquema hace referencia a los **procesos de decaimiento de sistemas forestales coetáneos** (Mueller-Dombois *et al.*, 1980, *senescencia de cohorte sincrónica*), donde los árboles se desarrollan y envejecen juntos mostrando un “comportamiento grupal”, hasta que la aparición de uno o varios factores nuevos o preexistentes que limitan el crecimiento de la masa, y causan que los árboles sufran un decaimiento “colectivo”. Este podría ser el caso de los procesos de mortalidad genérica en masas artificiales inducidas por eventos climáticos extremos (ej., sequía con altas temperaturas, Herrero *et al.*, 2023; Calama *et al.*, 2024), en suelos con baja capacidad de retención de agua, crecimiento temprano muy vigoroso (ej., *Pinus sylvestris*), mala conformación de los sistemas radicales (por raíces deformadas en vivero, y con poco vigor radicular, ej., *Pinus pinaster*), o densidades muy elevadas con como consecuencia de un *déficit selvícola* (ej., *Pinus halepensis*).

2.2 El “enredo” de la espiral de Manion

De los diferentes esquemas propuestos por Sinclair y Hudler (1988), la “espiral de Manion” (1981, 1991, *Fig. 2*), que incluye los factores de predisposición, incitación y contribución, se ha generalizado como una forma de explicar muchos procesos de decaimiento, y se ha utilizado ampliamente para describir muchos de estos procesos cuando éstos están relacionados con la interacción de múltiples factores (Mitchell *et al.*, 2015). A medida que el árbol progresa a lo largo de la espiral, sus oportunidades de “escapar de la muerte” se vuelven más limitadas, de tal forma que el árbol experimenta un declive lento. Se han descrito una amplia gama de fac-

tores abióticos y bióticos (ver epígrafe 2.3., *Fig. 2*) que actúan de forma simultánea o secuencial. Sin embargo, las causas finales de la mortalidad (causas “*próximas a la muerte*”, por ejemplo, un insecto o una enfermedad) pueden ser simplemente el *golpe de gracia*, mientras que los factores primarios (por ejemplo, los factores genéticos) pueden no ser tan obvios, por lo que el decaimiento se ha interpretado como un *continuo*, y la “*espiral de decadencia*” de Manion refleja las contribuciones acumulativas y secuenciales de varios eventos y factores. Por lo tanto, el concepto de factores de predisposición, incitación y contribución se ha aplicado para explicar las causas de la muerte regresiva de muchas especies forestales donde la muerte de los árboles es generalmente el resultado de interacciones complejas entre múltiples factores (Denman *et al.*, 2022, *Fig. 2*).

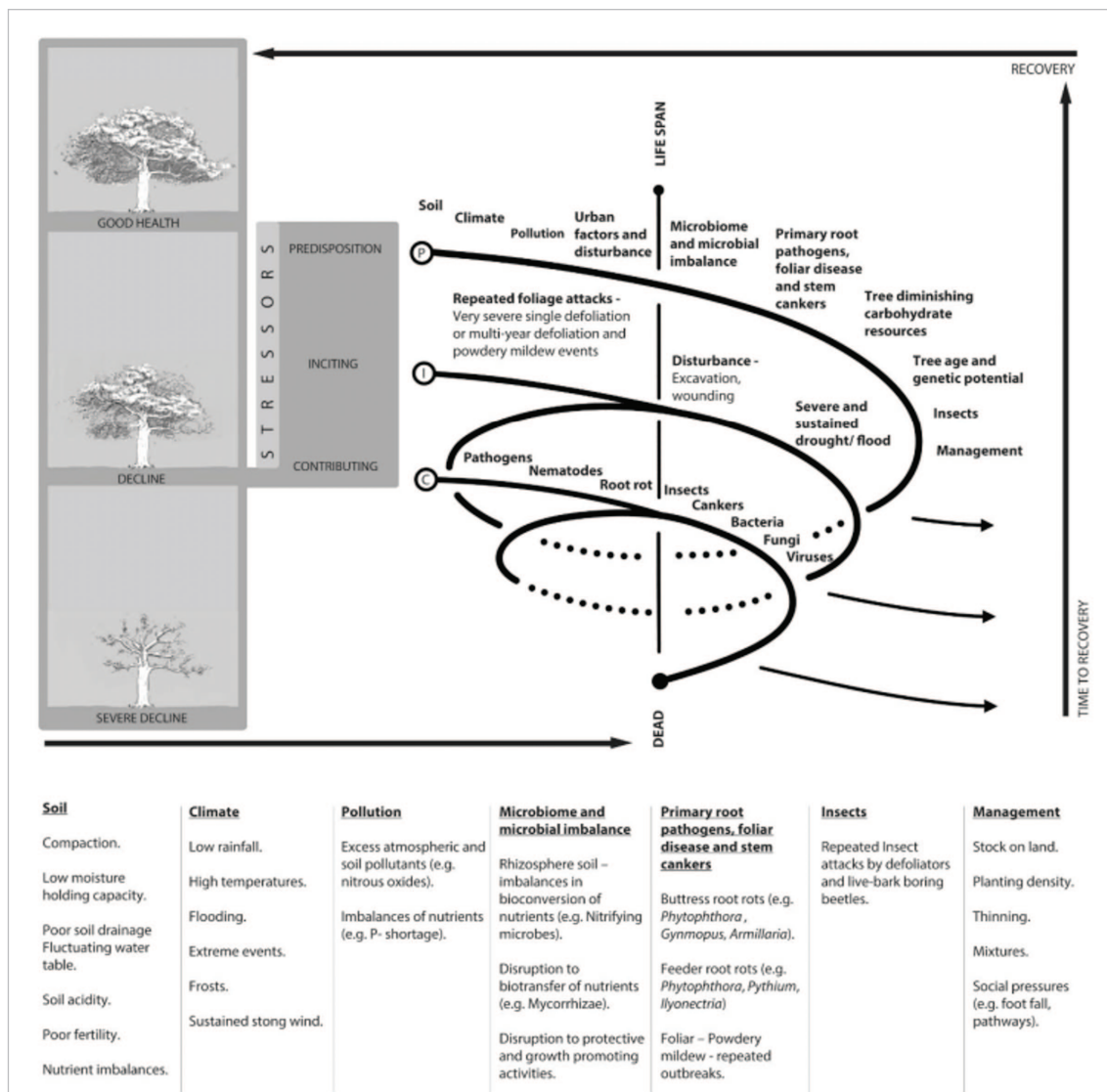


Figura 2. La espiral de mortalidad de Manion (1981, por Denman *et al.*, 2022).

Sin embargo, como señalan Shigo (1985) y Ostry *et al.* (2011) la distinción entre enfermedades abióticas y bióticas es completamente arbitraria, causa más confusión y no ofrece información práctica para los gestores forestales. En ese sentido, las principales limitaciones de tiene la espiral de Manion para interpretar los procesos de decaimiento son:

1. En muchos casos de decaimiento los síntomas son específicos (se pueden reproducir los síntomas asociado a un agente biótico, por ej., Trapero Casas *et al.*, 2006) y, por tanto, identificar un agente causal único. En general, todas las enfermedades tienen una etiología compleja, no sólo los procesos de decaimiento.
2. Los factores (predisposición-incitación-contribución) son, aparentemente, intercambiables, lo cual rompe con el concepto de “linealidad” de la espiral (Hajek *et al.*, 2022). Incluso en algunos casos, muchos de ellos no desempeñan ningún papel determinante en el proceso de mortalidad.
3. El decaimiento no siempre significa la muerte “prematura” del arbolado (puede ser reversible, Camarero, 2021), lo cual es difícil de explicar en un modelo en “espiral”. Tampoco todos los árboles con síntomas de “muerte regresiva” suponen procesos de decaimiento. La pérdida de crecimiento, la muerte regresiva de ramas o la abscisión de las hojas son respuestas bien conocidas de los árboles al estrés y son mecanismos fisiológicos de supervivencia, y no tienen por qué estar asociados a un agente biótico.
4. El decaimiento representa en algunos casos una “pérdida gradual de vigor”, pero muy frecuentemente también se producen “procesos bruscos” (no lineales) de mortalidad, lo que requiere de una comprensión mejor del desarrollo de las masas forestales. La muerte o la senescencia de cohortes de árboles (o matorrales) pueden responder a un proceso natural de la dinámica forestal (por ej., *Spartocytisus supranubius*), asociados o no a interacciones con factores antrópicos o climáticos (ej., *legados*) y no como una enfermedad específica.

Por tanto, aunque a primera vista este enfoque parecería permitir un número infinito de combinaciones causales, es probable que haya un número limitado de “espirales de mortalidad”, cada una con factores fuertemente vinculados o dominantes. Por tanto, el modelo de espiral Manion parece tener una utilidad más “didáctica” que real dado que todas las enfermedades son complejas y pueden caracterizarse en función del huésped afectado, el síntoma característico y, una vez conocido, el determinante principal (Ostry *et al.*, 2011).

2.3 Hacia una interpretación selvícola del decaimiento

Ante situaciones tan contrastadas de procesos de decaimiento, y dado el carácter interdisciplinar de la investigación sobre la mortalidad del arbolado, debemos

aceptar que cualquier definición de decaimiento procedente de una disciplina particular seguirá siendo ambigua para el resto de las disciplinas. Esto hace que, posiblemente, sea mejor definir operativamente el concepto de decaimiento a través de los procesos y escalas en las que opera. En el caso de la silvicultura, esto se traduce en un concepto alternativo, potencialmente útil, que es el de “punto de pérdida de equilibrio” (Hartmann *et al.*, 2018). Bajo esta óptica silvícola, un proceso de decaimiento se caracteriza porque un sistema forestal alcanza un estado silvícola, producto de la convergencia de factores bióticos y/o abióticos, que desencadena un cambio de la estructura forestal actual a escala de rodal, y donde los procesos de mortalidad del arbolado, reversibles o no, dominan la dinámica del sistema (*Fig. 1*).

Por ejemplo, en los procesos recientes de mortalidad generalizada de masas de pinar en la costa oriental de Andalucía, no se han identificado agentes bióticos primarios, lo que indica un papel fundamental de la sequía. Además, los patrones espaciales de mortalidad, en relación con los patrones de estrés por sequía, están asociados a zonas de menor altitud, elevaciones más bajas, laderas orientadas al sur y en masas con silvicultura escasa o nula, lo que respalda un papel destacado del estrés por sequía (“decaimiento climático”) como impulsor principal, si no único, de la mortalidad, aunque las condiciones pueden ser adecuadas para los daños provocados por insectos y patógenos secundarios (modelo de “decaimiento de sistemas forestales coetáneos” sensu Mueller-Dombois *et al.* (1980) asociado a un solo agente causal). En el otro extremo del *continuo* sequía-insectos, se puede mencionar el caso de las sequías severas de 2013 que actuaron como detonante de los daños de *Candidatus Phytoplasma pini* en las masas de *Pinus halepensis* en Guadix (Granada), donde los árboles hospedantes eran particularmente susceptibles por su inadecuado estado silvícola y nutricional, superando el umbral de equilibrio de las masas (Trujillo-Toro y Navarro-Cerrillo, 2019). En ambos casos, la silvicultura interpreta estos procesos de mortalidad como perturbaciones (catastróficas), bruscas, generalizadas al conjunto de la masa, y que llevan asociada una pérdida masiva de individuos, lo que supone un impacto estructural y específico que cambia la “naturaleza silvícola” de esas masas (*ver epígrafe 3*).

2.4 Mecanismos de mortalidad

La mayoría de los árboles, al igual que otras formas de vida, pasan por un período de declive (senescencia) antes de morir. Por lo tanto, la pérdida de vigor progresiva, la senescencia y la muerte son un fenómeno normal, durante los cuales los árboles interactúan continuamente con muchos factores bióticos y abióticos, que son tanto favorables como desfavorables para el crecimiento y el desarrollo (Oliver *et al.*, 1996). Sin embargo, tal como hemos visto, cuando hablamos de decaimiento se entiende que connota una pérdida prematura del estado de salud de los individuos. Es, precisamente, el concepto de *debilitamiento prematuro* el que lleva a clasificar los decaimientos como una categoría de enfermedad de los árboles. Los síntomas del deterioro incluyen pérdida de crecimiento, hojas escasas y/o de tamaño insuficiente o deformadas, a menudo cloróticas, necrosis de ramillos, caída prematura de las hojas (escisión de hojas o defoliación); cosechas anormalmente gran-

des de frutos ("floración a muerte"), brotes adventicios, disminución del almacenamiento de reservas carbono estructural y no estructural, etc. (Fig. 3). Entre los factores abióticos asociados a estos síntomas destacan los contaminantes (por ejemplo, *lluvia ácida*, ozono, óxidos de nitrógeno y azufre), el suministro de agua (demasiada o demasiada poca), eventos climáticos extremos (termo sequías, frío sequías, radiación, estrés térmico) y alteración de las condiciones del sitio (características físico-químicas del suelo). Entre los factores bióticos encontramos a los insectos, especialmente defoliadores y escolítidos, hongos y oomicetos patógenos, bacterias, micoplasmas, nematodos; o virus. Tanto los insectos como las enfermedades pueden ser el agente *determinante* cuando un árbol ya está debilitado por otros factores y, como tal, a menudo se les culpa de la muerte. Sin embargo, como hemos visto en el epígrafe anterior, eso debe ser interpretado de una forma analizada más cuidadosa.

La acción de los factores bióticos y abióticos indicados desencadenan mecanismos fisiológicos que son difícil de diferenciar. Se han propuesto numerosas hipótesis para explicar los mecanismos subyacentes relacionados con la muerte de los árboles (Pretzsch y Grote, 2023), y se han utilizado modelos mecanicistas y conceptuales para explicar estos procesos. McDowell *et al.* (2008) propusieron dos mecanismos fisiológicos no exclusivos como principales causas de la muerte del arbolado en condiciones de estrés: el *agotamiento de C* (*carbon depletion*) y el *fallo hidráulico* (*hydraulic failure*). La importancia relativa, y la interacción potencial entre estos dos mecanismos, han centrado la mayor parte de la investigación desde que se inició este debate científico (McDowell *et al.*, 2022), y marca la frontera sobre los rasgos funcionales y fisiológicos relevantes de los procesos de mortalidad para una amplia gama de especies forestales, etapas de desarrollo y tipos funcionales. Los resultados alcanzados hasta ahora parecen ser más ambiguos con respecto al papel que desempeña el *agotamiento de C* frente al *fallo hidráulico* (Korner, 2019) dado que rara vez se observa el agotamiento completo de las reservas de C previos a la muerte del arbolado. No obstante, durante periodos con limitaciones hídricas, y en particular en combinación con temperaturas elevadas y un aumento del déficit de presión de vapor, el balance neto de C de los árboles puede volverse negativo (Breshears *et al.*, 2013) y, en ese caso, los carbohidratos no estructurales (NSC) almacenados se usan mayoritariamente para mantener la respiración y otros procesos fisiológicos de la planta, incluida la osmorregulación (McDowell, 2011), lo que compromete el estado fisiológico de los árboles. Por el contrario, las relaciones hídricas se han abordado en muchos estudios de mortalidad (Mantova *et al.*, 2022) relacionados con el punto en el cual la embolia del xilema se convierte en *fallo hidráulico* fatal que conduce a una pérdida irreversible de crecimiento (Camarero, 2021). Sin embargo, se sabe poco sobre las diferentes estrategias hidráulicas de las plantas relacionadas con la resistencia a la sequía, y los posibles efectos que tiene otros factores como el desarrollo de la planta (árboles jóvenes frente a árboles adultos), la estacionalidad (momento de la sequía), la duración de la sequía, y, potencialmente, la reparación de embolias (Anderegg *et al.*, 2015). En última instancia, la dinámica del carbono y del agua en las plantas está interrelacionada a través de la regulación estomática y del transporte vascular, por lo que la interdependencia entre

el agotamiento de C y el fallo hidráulico con la mortalidad de árboles ha sido conceptualmente bien establecida (McDowell, 2011). En el caso de la silvicultura, sería importante identificar fronteras relacionadas con la mortalidad en aspectos tales como el funcionamiento del xilema-floema respecto al agotamiento de C, o identificar rasgos específicos de tipos funcionales relacionados tanto con el agotamiento de C, como con el fallo hidráulico que puedan servir como factores de riesgo en las predicciones de mortalidad (Fig. 3).

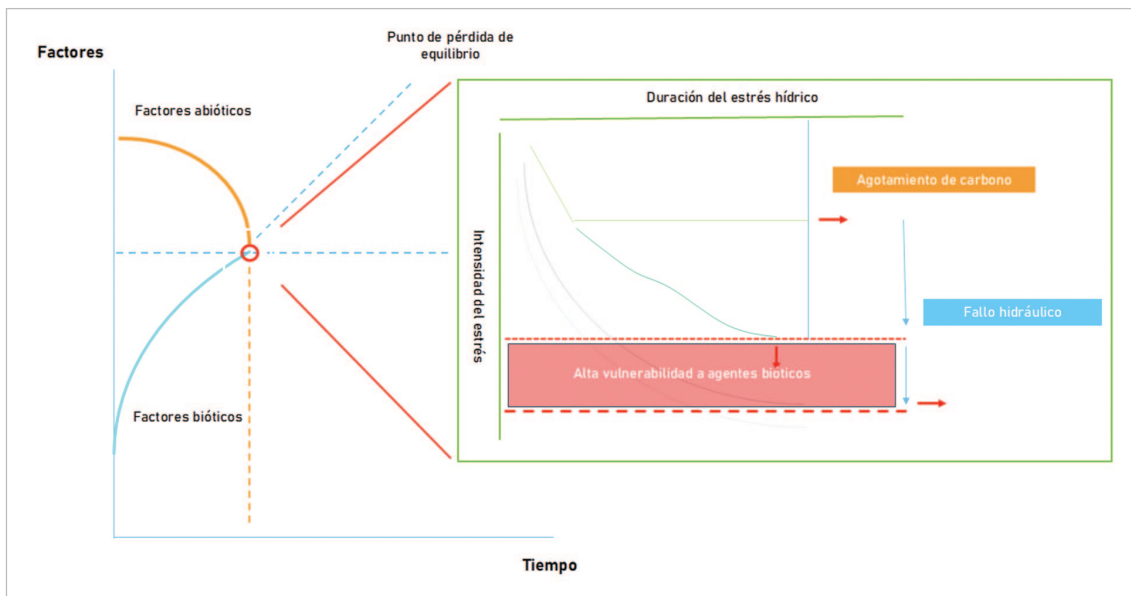


Figura 3. Marco mecanicista para explicar la mortalidad de los pinos mediterráneos a partir de la exposición anormalmente prolongada o repetida a sequías severas lo que produce la disminución en la conductancia hidráulica subterránea debido a la muerte de las raíces y la reducción inducida osmóticamente del gradiente de potencial hídrico desde el suelo hasta la raíz. La reducción de la conductancia de la raíz produce una disminución del suministro de agua a la copa, lo que aumenta el riesgo de embolia y, posteriormente, el fallo hidráulico. La disminución del potencial hídrico foliar reduce la conductancia estomática lo que reduce la capacidad fotosintética, todo lo cual conduce a una disminución de la fotosíntesis y, por lo tanto, a un mayor riesgo de agotamiento de las reservas de carbono. Esta reducción del carbono se retroalimenta a sí misma a través de la defoliación lo que produce un balance negativo de carbono, que conduce a la muerte regresiva de la copa y, de nuevo, a una reducción de la capacidad fotosintética de toda la planta. En última instancia, la combinación de estos factores provoca la muerte del arbolado (Adaptado de McDowell *et al.*, 2022).

En conjunto, ambos mecanismos determinan la gravedad del daño y la probabilidad de mortalidad de los árboles, con o sin la presencia de agentes bióticos, durante eventos climáticos extremos (Fig. 3). Por lo tanto, comprender los ciclos de retroalimentación y las interacciones entre los árboles hospedantes, los agentes bióticos y las condiciones ambientales es crucial para predecir los procesos de mortalidad forestal. Además, la interacción del agotamiento de C y el fallo hidráulico con la vulnerabilidad a agentes bióticos durante procesos de sequía puede contribuir a definir mejor cuando se alcanza el punto de *perdida de equilibrio* de un sistema fo-

restal en particular. Por lo tanto, es importante enfatizar la necesidad de conocer los límites fisiológicos de las especies de interés forestal para definir esa frontera (Anderegg *et al.*, 2015b). La cooperación entre ecofisiólogos, fitopatólogos, entomólogos y selvicultores puede mejorar nuestra comprensión empírica de cómo los cambios fisiológicos descritos afectan a diferentes poblaciones de insectos/patógenos, y su vínculo con la mortalidad de árboles en diferentes sistemas forestales (Ryan *et al.*, 2015).

2.5 ¿Qué podemos medir?

La complejidad de los procesos de mortalidad de sistemas forestales, tal y como se ha mostrado en los epígrafes previos, limita, en gran medida, la definición de las variables y de los umbrales que podemos definir a escala de árbol o rodal para evaluar o predecir dichos procesos a nivel de población, paisaje, o región (Ferretti, *et al.*, 2014). Cuando se han utilizado umbrales morfológicos (ej., defoliación), fisiológicos (ej., pigmentos) o biofísicos (ej., LAI), estos han mostrado ser poco sensibles, o difíciles de determinar a escalas operativas, lo que hace reconsiderar la forma en cómo se evalúan los procesos de mortalidad (Navarro-Cerrillo y Ruiz Gómez, 2020). Además, los intentos de predecir la mortalidad de sistemas forestales en sitios específicos han sido en gran medida poco concluyente y sugieren limitaciones importantes en los modelos actuales (McDowell *et al.*, 2013), posiblemente debido a una comprensión deficiente de los mecanismos de mortalidad a escalas mayores que el árbol individual (Clark *et al.*, 2016). Esto implica, que la investigación fisiológica podría ser más productiva si trata de identificar "factores de riesgo" que predisponen a los árboles a morir, e identificar riesgos funcionales y fisiológicos clave (Fig 4).



Figura 4. Variables utilizadas para evaluar los procesos de decaimiento y de mortalidad de sistemas forestales.

3. Los procesos de decaimiento climático de los pinares mediterráneos

3.1 Valoración selvícola de los episodios de mortalidad

En las últimas décadas, los eventos climáticos extremos, como las sequías, las crio sequías, las olas de calor, o el exceso de radiación tienden a ser particularmente importantes en los procesos de mortalidad en pinares en el Mediterráneo. En este caso, las sequías y las temperaturas más elevadas aumentan el estrés del arbolado, y, por tanto, el riesgo de mortalidad (McDowell *et al.*, 2008), directamente a través de impactos fisiológicos (Adams *et al.*, 2009) o indirectamente a través de efectos sobre plagas y patógenos (Weed *et al.*, 2013), provocando procesos graves de defoliación (Carnicer *et al.* 2011) y eventos de muerte masiva de bosques (Hammond *et al.*, 2022). La muerte súbita de grandes extensiones de masas forestales representa una forma extrema de un episodio de mortalidad, en el que las tasas de mortalidad aumentan muy por encima de los niveles propios de un rodal o una cohorte de árboles. Tales episodios pueden involucrar árboles individuales dispersos a través del rodal, bosquetes o masas enteras. En el caso de los pinares mediterráneos, se observa que la muerte se produce de forma casi simultánea en cohortes enteras de árboles, de acuerdo con el esquema propuesto por Mueller-Dombois *et al.* (1980). La sincronía en el deterioro, y en los casos extremos la muerte, de cohortes de árboles de la misma edad rara vez se ha observado al algunos casos durante los últimos años (*Fig. 5*).

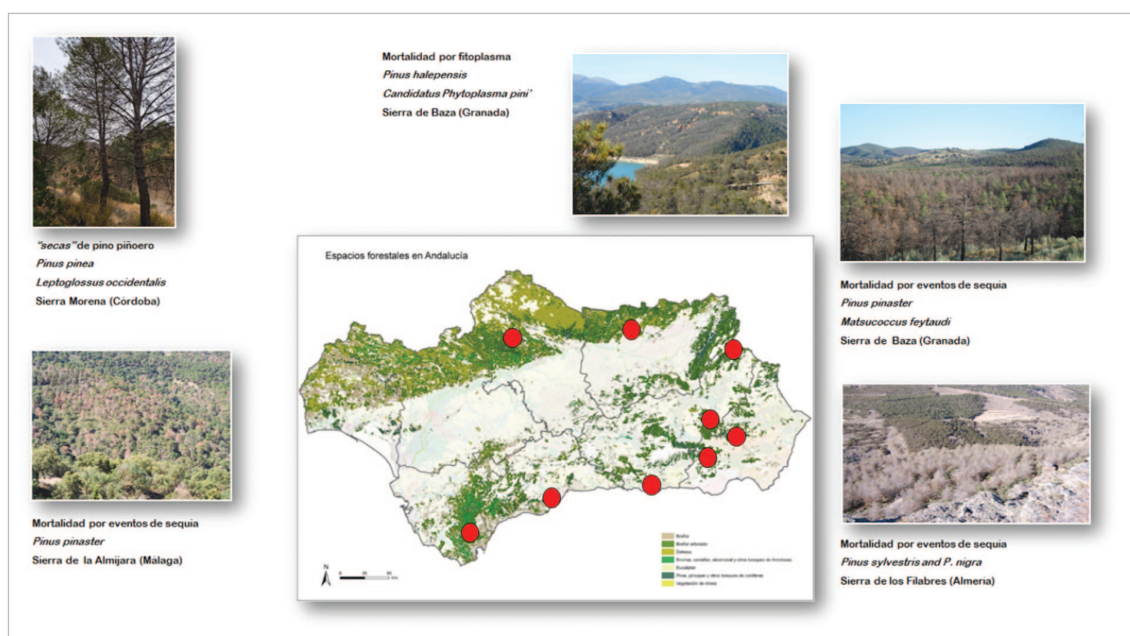


Figura 5. Procesos de decaimiento y mortalidad reciente observados en pinares de Andalucía.

Estos procesos de mortalidad tienen implicaciones importantes sobre la gestión del arbolado por lo que, frente a estas situaciones, la silvicultura se ha enfrentado en los últimos años a un contexto nuevo donde es necesario responder preguntas

sobre qué selvicultura utilizar (ej., selvicultura de la *especie principal* frente a esquemas selvícolas más flexible) para preparar mejor los bosques actuales para situaciones futuras que pueden ser bastante diferentes a las que tenían cuando se establecieron, bien por regeneración natural (masas naturales) o por repoblación (masas artificiales). La selvicultura europea, dominada por sistemas forestales seminaturales o artificiales, se fundó sobre la premisa de una cierta “estabilidad climática”, lo que llevó al desarrollo de métodos selvícolas que garantizaran la persistencia de las masas y gestionar de manera predecible la regeneración, la composición, el desarrollo, el estado sanitario y la calidad productiva de muchos tipos de bosques (Serrada, 2011). Este enfoque tradicional de gestión basado en la “estabilidad” está siendo cuestionado debido a la “incertidumbre” inherente de los sistemas forestales, cada vez más dinámicos y complejos. La selvicultura de bosques mediterráneos, principalmente, pero no sólo, masas de pinar, ha “mirado con sorpresa” una situación selvícola donde el “principio de equilibrio” se ha roto como consecuencia del cambio de los factores previamente analizados, y que, en más de una ocasión, ha desembocado en procesos, más o menos generalizados, de mortalidad del arbolado. Por ejemplo, muchas masas del levante peninsular (Andalucía, Murcia o Valencia), presentan tasas de mortalidad anormalmente altas (*Fig. 5*), con patrones espaciales distintos según sea la escala a la que se analicen, y suelen ser más graves, pero no exclusivos, en masas artificiales que en masas naturales. Además, dado la naturaleza de muchas de estas masas, es esencial comprender su historia “selvícola” (ej., su base genética, la planta de vivero, el método de repoblación, el procedimiento de preparación del suelo, la programación de clareos y claras, etc.). Esto está dando lugar a la muerte casi simultánea de cohortes enteras de árboles (sensu Mueller-Dombois, 1980), y que rara vez se ha visto que hayan afectado a superficies tan extensas (sequía 2013, *Fig. 5*).

3.2. Hacia una selvicultura del decaimiento para los pinares orientales de Andalucía

En este marco, se han propuesto estrategias orientadas a que los ecosistemas forestales objetos de gestión se adapten al cambio, y que se han categorizado, de forma general, en acciones de “resistencia, resiliencia y respuesta” (Nagel *et al.*, 2017; *Fig. 6*).

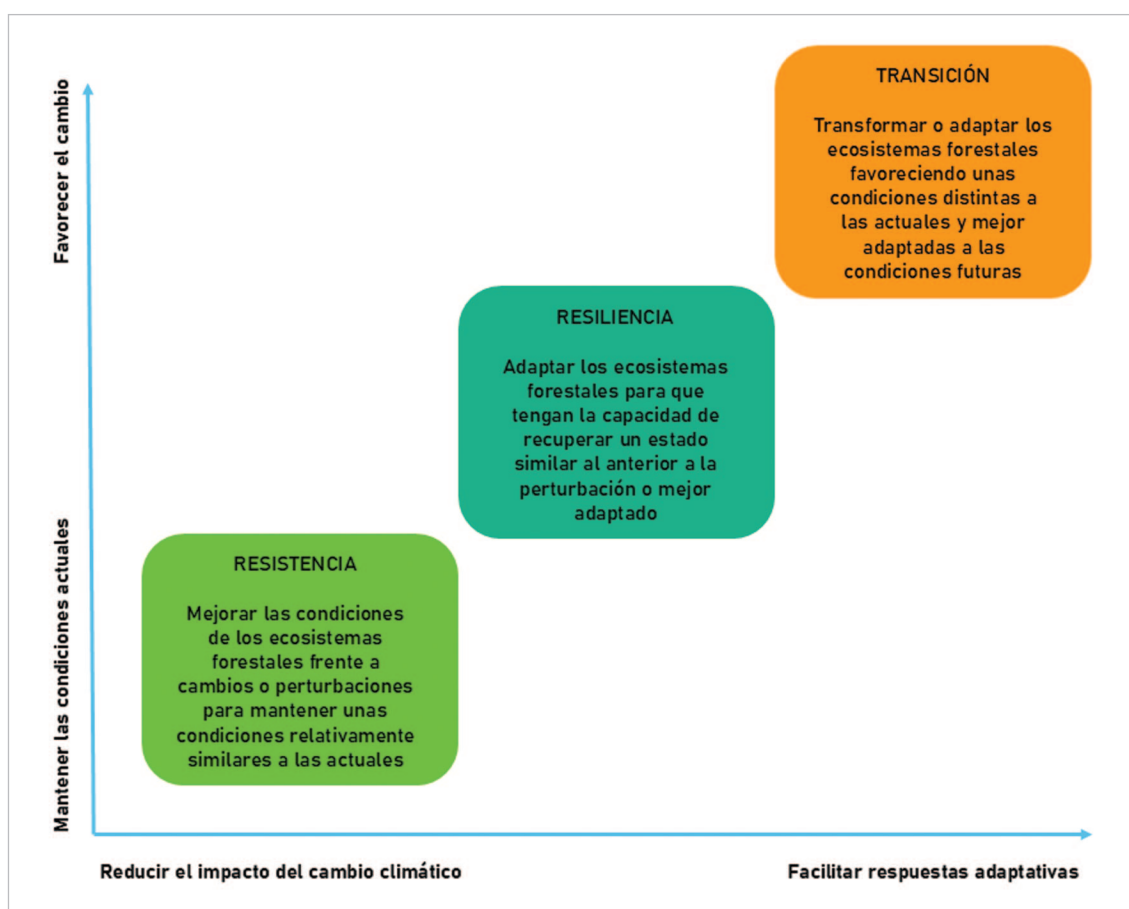


Figura 6. Opciones de adaptación que representan un continuo de objetivos de gestión forestal relacionados con los niveles de cambio deseado (o tolerado) en los atributos del ecosistema (eje vertical) y los mecanismos para hacer frente al cambio climático (eje horizontal) (Millar *et al.*, 2007; Nagel *et al.*, 2017).

En el caso de los sistemas forestales mediterráneos se han propuesto diferentes marcos teóricos o principios de base ecológica-selvícola para mejorar la resiliencia asociada a este tipo de perturbaciones, y en general para desarrollar una selvicultura adaptativa más acorde con las nuevas circunstancias (*Tabla 1*, ver por ej., Millar *et al.*, 2007; Calama, 2017) que pueden orientar este tipo de selvicultura, que se pueden resumir y ampliar en los siguientes:

1. **Mejorar el diagnóstico de los procesos de decaimiento:** Hay muchas situaciones que podrían ser incluidas dentro del concepto de “decaimiento”, pero se debe hacer el esfuerzo de ser más precisos en los diagnósticos para evitar generar situaciones ambiguas que no ayudan a comprender los procesos asociados, y generan confusión entre gestores y afectados.
2. Los **métodos** tradicionales de **inventario** (basado en parcelas de campo) suministran información adecuada para la estimación de variables dasométricas, pero claramente insuficiente cuando se trata de describir el “estado” del ar-

bolado y, por tanto, su estabilidad frente a perturbaciones bióticas y/o abióticas. En ese sentido hay que fomentar la integración de Redes de Seguimiento de bosques a diferentes escalas (ICP-NI/NII, redes autonómicas, LTER, ReDec, SilvAdpat, etc.) con nuevas aproximaciones metodológicas (dendrocronología, teledetección, ecofisiología, etc.) para reforzar la capacidad de análisis temporal y espacial del estado de los bosques, así como su relación con los diferentes factores de estrés.

3. Aplicar una selvicultura adaptativa requiere del uso de **herramientas geoespaciales a diferentes escalas** (espaciales y temporales). La integración de datos de inventario con información procedente de teledetección y sensores de campo permite trabajos más precisos de rodalización de los montes para programar la selvicultura. En este sentido, la escala con que se planifica dicha selvicultura determina las posibles actuaciones de la selvicultura de adaptación, que pueden aplicarse a escala de rodal-cantón-tramo-cuartel-montegrupo de montes.
4. La **selvicultura adaptativa** debe basarse en **tratamientos flexibles**, tanto temporal como espacialmente, así como en una reconsideración de los tipos de corta (mejora y regeneración); y métodos de ordenación igualmente flexibles que dejen libertad para adecuar los conceptos de turno, periodo de regeneración, rotación, programación o posibilidad, lo que permitirá aplicar una selvicultura a escala de rodal. Por otra parte, la selvicultura debe ofrecer estados selvícolas “intermedios” que permitan responder a un amplio e incierto rango de condiciones climáticas futuras (selvicultura de adaptación proactiva, Calama, 2017). En el marco de la búsqueda de la máxima flexibilidad de la selvicultura, un factor particularmente relevante es la definición de sus objetivos. La selvicultura adaptativa debe integrar un conjunto de servicios ambientales, en particular aquellos que optimicen el uso del agua, el C y la biodiversidad a escala de rodal, con el objetivo de reducir su susceptibilidad a las perturbaciones, y mantener el máximo de funcionalidad ambiental.
5. Dada la limitada diversidad específica y estructural de muchas masas, asociada a su origen artificial (lo que las dota de una escasa variedad de edades y tamaños), es necesario **favorecer la diversidad de especies y estructuras a escala de rodal** (incluso de bosque). Este principio se fundamenta en permitir la evolución natural de los rodales en función de las posibles variaciones de sitio/estación, favoreciendo procesos como la diferenciación estructural (mosaicos) a escala de monte (paisaje), así como la selección de individuos-bosquetes que den lugar a la ocupación de huecos para favorecer la regeneración de la especie principal y/o de las especies acompañantes creando estructuras más complejas.
6. Es necesario **incorporar modelos a escala de paisaje forestal** basados en la planificación selvícola existente (**Proyectos de Ordenación de Montes**) para

programar y evaluar el efecto de las prácticas selvícolas en las respuestas de los sistemas forestales a los escenarios de cambio climático. Las herramientas de programación lineal permiten simular estrategias selvícolas novedosas en comparación con las prácticas selvícolas actuales.

7. La **“operatividad” de la selvicultura** es un aspecto crítico en el control de los riesgos asociados a procesos de mortalidad mediante tratamientos selvícolas bien pensados y bien ejecutados. Hay que evitar propuestas teóricas que no se corresponden con la escala real de trabajo de la selvicultura. La selvicultura adaptativa debe tener una clara orientación práctica (no sólo científica), y debe dar respuesta a los graves problemas de sanidad forestal que estamos enfrentado a corto y medio plazo. Pero también deben contribuir a dar soporte científico (no sólo experimental) a muchas de las decisiones que se tomen.
8. El desarrollo de **esquemas selvícolas alternativos** para masas afectadas por procesos de mortalidad puede complementarse mediante el “rescate” de dispositivos selvícolas experimentales antiguos; ej, ensayos de clara..
9. Hay que fortalecer las actividades de **Transferencia, Divulgación y Formación** vinculadas a la sanidad forestal para potenciar la capacidad de innovación del conocimiento generado por diferentes instituciones, junto con proyectos de I+D con enfoques de alto potencial tecnológico.

La mayoría de las recomendaciones de gestión para la adaptación climática que aparecen en la literatura se centran en mantener los patrones y procesos ecológicos existentes utilizando métodos de adaptación de carácter general, y sólo en muy pocos casos las recomendaciones sugieren intervenciones selvícolas activas (Hagerman y Pelai, 2018). Las recomendaciones en torno a los patrones y procesos ecológicos a menudo parten de los principios de la *selvicultura próxima a la naturaleza*, utilizando una variedad de herramientas para mejorar la diversidad específica y estructural del bosque, alargando los periodos de regeneración y los turnos (O'Hara, 2016; Bílek *et al.*, 2016; Brang *et al.*, 2014). Las experiencias formales para la implantación de este tipo de esquemas selvícolas son escasos, aunque no inexistentes (ej., “naturalización” de pinares en S^a Nevada, cortesía de Javier Navarro). En la *tabla 1* se resumen algunas de ellas.

Tabla 1. Revisión de algunos tratamientos selvícolas y su interpretación en contextos de decaimiento forestal.

Tratamiento selvícola	Objetivos generales	Selvicultura en masas con procesos de mortalidad	Ejemplos
Formas principales			
Cortas de regeneración			
Cortas a hecho	<p>Se tendrán que realizar cortas a hecho en aquellos casos donde la mayor parte de la masa se vea afectada por procesos de mortalidad.</p> <p>Se podría dejar parte de la masa viva formando bosquetes. La especie principal puede ver comprometida su persistencia</p>	<p>“Desestructurar” las masas.</p> <p>Acelerar el cambio en la estructura horizontal de la masa asociada a la mortalidad del arbolado en función de la densidad y de las perturbaciones a pequeña escala</p>	Masas de <i>Pinus pinaster</i> con procesos de mortalidad severos
Cortas por aclareo sucesivo uniforme	<p>Alargar los periodos de regeneración (>20 años) o ir a métodos de ordenación de tramo móvil (o TM ampliado).</p> <p>Favorecer la regeneración por bosquetes, para crear una matriz al interior de las áreas forestales. La especie principal puede ver comprometida su persistencia</p>	<p>Favorecer la regeneración avanzada, incluida la retención de árboles/bosquetes dentro de los tramos en regeneración (masas con reserva).</p> <p>Las cortas por aclareo sucesivo uniforme con periodo de regeneración variable favorecen la irregularidad de la masa, y la aparición de rodales de dos o más edades</p>	Masas de <i>Pinus nigra</i> con procesos de mortalidad parcial y regeneración (incipiente) de <i>Quercus</i> en el subpiso
Entresaca por bosquetes y de árboles individuales	Mantener tiempos de paso cortos (10 años), aplicando entresaca por bosquetes de tamaño variable en función de la gravedad de los daños.	Eliminar árboles muertos y senescentes para promover la regeneración de las especies acompañantes.	Masas de <i>Pinus pinea</i> semirregulares con subpiso afectadas por procesos puntuales de mortalidad para crear múltiples rodales de edad y estructuras heterogéneas

Tratamiento selvícola	Objetivos generales	Selvicultura en masas con procesos de mortalidad	Ejemplos
Formas principales			
Cortas de regeneración			
Entresaca por bosquetes y de árboles individuales	<p>Aplicar claras selectivas para liberar árboles de mayor potencial de supervivencia.</p> <p>En este tipo de masas es menos frecuente que la especie principal vea comprometida su persistencia.</p>	<p>Favorecer masas irregulares por bosquetes.</p> <p>Favorecer la vegetación del sotobosque.</p>	
Cortas de mejora			
Planes de claras	<p>Planes de claras con intensidades elevadas (>50% de área basimétrica).</p> <p>Planificación de las claras a escala de rodal para favorecer la diversidad estructural a escala de monte.</p>	<p>Acelerar el cambio en la estructura horizontal de la masa a partir de los patrones de mortalidad de árboles y de la densidad a pequeña escala.</p>	<p>Masas de <i>Pinus sylvestris</i> con procesos incipientes de mortalidad.</p>
Formas complementarias			
<p>Masas con subpiso</p> <p>Masas con varios pisos</p>	<p>Plan de claras fuertes (entre el 40-60% del área basimétrica original).</p> <p>Dejar un área basimétrica residual de árboles vigorosos.</p> <p>Dejar como reserva los árboles de mayor vigor de manera indefinida</p>	<p>Se puede realizar un aprovechamiento forestal mediante un programa de claras.</p> <p>Favorecer la regeneración de las especies presentes en el subpiso establecidas por regeneración natural durante 1 o más periodos de regeneración.</p>	<p>Masas de <i>Pinus pinea</i> con subpiso de <i>Quercus</i> y las especies del cortejo creando múltiples rodales de edad y estructuras heterogéneas</p>

Tratamiento selvícola	Objetivos generales	Selvicultura en masas con procesos de mortalidad	Ejemplos
Formas derivadas			
<p>Montes adehesados</p>	<p>Dehesas de densidad variable derivadas de la muerte de árboles.</p> <p>Aumentar los juveniles mediante repoblación (preferiblemente de especies diferentes a la principal).</p> <p>Mejora de pastos</p>	<p>Eliminar los árboles moribundos o muertos sobre la matriz.</p> <p>Densificar, o preferiblemente enriquecer, aumentando la densidad para mejorar las condiciones de regeneración de la masa (apoyo a vardascales).</p> <p>Mejorar la variación horizontal en la estructura de la masa creando dehesas mixtas por bosquetes.</p>	<p>Dehesas de encina de densidad media y baja</p>
<p>Montes alcornocales</p>	<p>Períodos de regeneración largos (de más de 20 años) o indefinidos.</p> <p>Regeneración en grupos.</p> <p>Favorecer las especies arbustivas</p>	<p>Liberar la regeneración avanzada.</p> <p>Favorecer el aumento de talla de las especies del subpiso (ej., madroño).</p> <p>Retención de árboles de pequeña talla (ej., majuelos, piruétanos, etc.).</p>	<p>Dehesas de <i>Quercus suber</i> con procesos de mortalidad</p>
<p>Montes bajos de encina y alcornoque afectados por procesos de mortalidad</p>	<p>Eliminar los individuos muertos o poco vigorosos.</p> <p>Integrar bosquetes formados por otros tipos de vegetación como formaciones de matorral (arbustedos).</p>	<p>Aumentar el crecimiento y el vigor de matas de encina y de especies acompañantes.</p> <p>Acelerar la liberación de copas asociada a la mortalidad de árboles en función de la densidad y de perturbaciones a pequeña escala.</p>	<p>Montes bajos de <i>Quercus ilex</i> con procesos de mortalidad asociados a sequía.</p>

Tratamiento selvícola	Objetivos generales	Selvicultura en masas con procesos de mortalidad	Ejemplos
Formas derivadas			
→ Transformación de dehesas	Periodo de regeneración de >30 años. Creación de rodales de otras especies. Selección de árboles individuales. Matorralización.	Eliminar árboles muertos para promover la regeneración. Densificar, o preferiblemente enriquecer, aumentando la densidad para mejorar las condiciones de regeneración de la masa (apoyo a vardascales).	Dehesas de encina muy degradadas.
Masas con reserva	Plan de claras fuertes a muy fuertes (entre el 60-80% del área basimétrica original). Dejar un área basimétrica residual de árboles vigorosos de manera indefinida.	Se puede realizar un aprovechamiento forestal mediante un programa de claras muy intenso. Favorecer la regeneración de las especies presentes en el subpiso por regeneración natural durante uno o más periodos de regeneración creando múltiples rodales de edad y estructuras heterogéneas.	Dehesas de <i>Quercus suber</i> con procesos de mortalidad

Por ejemplo, en masas con subpiso los procesos de mortalidad pueden generar un marco selvícola que favorezca el incremento de la regeneración de la vegetación de especies de arbustos, el mantenimiento (persistencia) de parte de la masa principal y la transformación a una masa semirregular, en la que los proyectos de ordenación no incluyan un turno final. El caso concreto de la gestión de masas artificiales de escasa biodiversidad en zonas bajo riesgo climático en Andalucía oriental (ej., complejo S^a Nevada-S^a Baza-S^a de los Filabres) plantean problemas especiales. Estas masas, sin apenas diversidad de especies leñosas en el subpiso, representan áreas de cambio potencialmente abrupto en respuesta al cambio climático (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2018; Guzmán Álvarez *et al.*, 2020). La escasa diversidad de especies, y la práctica ausencia de regeneración hace que sean un tipo de masa muy sensible a los efectos del cambio climático, con importantes implicaciones para la selvicultura (Navarro Cerrillo *et al.*, 2024). Identificar estrategias de gestión adecua-

das para mantener este tipo de masas artificiales puede ser difícil debido a las diferentes tolerancias de las especies al estrés hídrico y térmico, diferentes patrones de crecimiento y preferencias de sitio de las especies principales. Por el contrario, la situación es muy diferente en el caso de masas con subpiso, por ejemplo, en muchas repoblaciones de *P. pinea* en S^a Morena. Este tipo de masas representan un ecotono de transición entre formaciones de media a alta diversidad de especies leñosas (pino piñonero-encinar/alcornocal, pino negral-alcornocal/madroñal, pino carrasco-encinar) dominados por vegetación mediterránea esclerófila en el subpiso. Estas masas permiten cambios progresivos en respuesta al cambio climático (Lookingbill y Zavala, 2000). La diversidad de especies de estos bosques, en particular las combinaciones de especies de arbustos y regenerado de *Quercus*, facilita esquemas de gestión para mantener o potenciar los bosques mixtos debido a las diferentes tolerancias al estrés, patrones de crecimiento y preferencias de hábitat de las especies componentes (Vicente *et al.*, 2018).

En definitiva, la silvicultura debe aceptar que, en determinadas circunstancias, sus actuaciones van a venir determinada por la severidad de los procesos de mortalidad (Petit-Cailleux *et al.*, 2021). Un componente clave de este tipo de silvicultura va a ser la diversidad de especies (incluidas las formaciones de arbustos y matorrales) y de estructuras, porque se ha demostrado que esta diversidad mejora o estabiliza la capacidad de respuesta de los ecosistemas forestales frente al cambio climático (Ontl *et al.*, 2018). Esto a menudo va a suponer una “relectura” de las prácticas selvícolas (cortas de generación y cortas de mejora) y de los métodos de ordenación (de mayor flexibilidad, métodos de ordenación por rodales, a menor flexibilidad, métodos de tramo que podrían tener todavía vigencia en algunos tipos de masas como masas artificiales de alta homogeneidad específica y estructural) para aumentar la heterogeneidad espacial, diversificar la estructura a escala de rodal, o complementar la regeneración natural de los cortejos florísticos propios de cada estación (manejo del estrato de matorral (San Miguel Ayanz *et al.*, 2008).

Otra opción, más controvertida, es la “ruptura” con los esquemas selvícolas propios de las especies, y aplicar esquemas selvícolas basados en la “desestructuración de las masas”, como puede ser el abandono del turno como referencia temporal de la silvicultura en el Plan General de los proyectos de ordenación, o las cortas a hecho de grandes superficies arboladas afectadas por procesos severos de mortalidad que crean estructuras huecas a escala de rodal y de masa, con el consiguiente cambio, en muchos casos, pero no siempre, de la vegetación en el subpiso (“matorralización” o “ahuecamiento” de pinares), o la aplicación de métodos de ordenación de máxima flexibilidad (métodos de ordenación por rodales o selvícola) con periodos de regeneración “abiertos”. Este tipo de masas derivadas de procesos de mortalidad masivos, podrían prosperar mejor bajo el clima del futuro y aprovechar mejor los nichos ecológicos que dejan vacantes las especies dominantes (ej., pinares) que se espera puedan verse comprometidas bajo el clima futuro (Silvério *et al.*, 2020). Estos cambios resaltan la necesidad de estrategias selvícolas flexibles y adaptativas. Sin embargo, una queja frecuente de los gestores forestales es que la mayoría de las estrategias recomendadas son muy generales y no incorporan la operatividad que demanda la silvicultura, por lo que hay pocas recomendaciones realistas y realmente

transformadoras. Además, hay poca investigación operativa (a escala de monte o grupo de montes) que aborde estas estrategias selvícolas porque necesitan períodos de tiempo prolongado para evaluar la respuesta de los bosques, lo que lo hace poco atractivo para muchos investigadores. Por lo general, se necesitan décadas para poner en evidencia las consecuencias de los tratamientos a escala de rodal, y es difícil proyectar los resultados a corto plazo y a las escalas temporales y espaciales en las que se desarrollan la dinámica forestal y el cambio climático. Los dispositivos de parcelas experimentales ya existentes (en algunos casos abandonados; por ej., Tenerife Pérez-de-Lis *et al.*, 2011; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2024; S^a de los Filabres-S^a Nevada, Navarro-Cerrillo *et al.*, 2019, 2023) proporcionan una herramienta muy buena para realizar modelos a las escalas temporales y espaciales relevantes para proporcionar información sobre la efectividad a largo plazo de los esquemas selvícolas para adaptar los paisajes forestales al cambio climático. En consecuencia, nuestra capacidad actual para predecir cuándo se van a producir los “puntos de pérdida de equilibrio selvícola” que resulten en una mortalidad generalizada es insuficiente, pero es fundamental desarrollar esquemas selvícolas específicos para los posibles impactos del cambio climático, incluidos los cambios en la vegetación y en los ecosistemas asociados.

4. Conclusiones

Muchos procesos de mortalidad del arbolado se han agrupado bajo el término general de decaimiento. En este trabajo se rescata la propuesta de Sinclair y Hudler (1988) para explicar los procesos de decaimiento, uno de los cuales aborda el papel de múltiples factores causales (espiral de Manion). Cada esquema representa situaciones identificables en el campo causadas por un factor de estrés único o por una secuencia de factores, pero ningún esquema se puede aplicar a todos los síndromes de decaimiento. Cuando se interpreta desde la selvicultura, estos procesos desembocan en una “pérdida de equilibrio”, en términos de los efectos que tiene sobre los componentes y procesos de los sistemas forestales, lo cual dependen de muchas variables, incluyendo la(s) especie(s), el (los) agente(s) de mortalidad, las condiciones edafoclimáticas, el patrón espacial, o la severidad del proceso de mortalidad. Sin embargo, la causa de la muerte de la vegetación forestal depende de una comprensión profunda de los procesos fisiológicos subyacentes (*agotamiento de C vs fallo hidráulico*) en condiciones naturales. Los procesos de mortalidad también suponen un reto para la selvicultura, y requiere de algunos principios para definir el contexto espacial y temporal a la que operan a escala espacial y temporal. Todo esto muestra la necesidad de estrategias selvícolas realistas, presumiblemente simple, y que sean operativas a escala de monte.

Agradecimientos

El autor de este trabajo agradece el apoyo de la Red SILVADAPT.NET (RED2018-102719-T) y del proyecto DesFutur (Fundación Biodiversidad-MITECO and European Union-NextGeneration EU”/PRTR RYC2021-033138-I-MCIN/AEI/10.13039/501100011033), así como el apoyo de la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul (Junta de Andalucía).

5. Bibliografía

- Acosta-Muñoz, C.; Navarro-Cerrillo, R.M.; Bonet-García, F.J.; Ruiz-Gómez, F.J.; González-Moreno, P.; 2024. Evolution and Paradigm Shift in Forest Health Research: A Review on of Global Trends and Knowledge Gaps. *Forests*, 15(8), 1279. <https://doi.org/10.3390/f15081279>
- Adams, H.D.; Germino, M.J.; Breshears, D.D.; Barron-Gafford, G.A.; Guardiola-Claramonte, M.; Zou, C.B.; Huxman, T.E.; 2013. Nonstructural leaf carbohydrate dynamics of *Pinus edulis* during drought-induced tree mortality reveal role for carbon metabolism in mortality mechanism. *New Phytol.*, 197(4), 1142-1151. <https://doi.org/10.1111/nph.12102>
- 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(8), 1-55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- Anderegg, W.R.; Hicke, J.A.; Fisher, R.A.; Allen, C.D.; Aukema, J.; Bentz, B.; Zeppel, M.; 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytol.*, 208(3), 674-683. <https://doi.org/10.1111/nph.13477>
- Bílek, L.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Remes, J.; Král, J.; Bulusek, D.; Gallo, J.; 2016. How close to nature is close-to-nature pine silviculture? *J. For. Sci.*, 62, 2016 (1): 24–34. <https://doi.org/10.17221/98/2015-JFS>
- Brang, P.; Spathelf, P.; Larsen, J.; Bauhus, J.; *et al.*, 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change *Forestry*, 87, 492-503, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018>
- Breshears, D.D.; Adams, H.D.; Eamus, D.; McDowell, N.G.; Law, D.J.; Will, R.E.; Zou, C.B.; 2013. The critical amplifying role of increasing atmospheric moisture demand on tree mortality and associated regional die-off. *Front. Plant Sci.*, 4, 266. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00266>
- Calama, R 2017. La gestión forestal como herramienta para la adaptación al cambio climático: ¿realidad o ficción científica? Comunicaciones orales MT3. Sesión 3.1, Congreso Forestal Español.
- Calama, R.; Martínez, C.; Gordo, J.; Del Río, M.; Menéndez-Miguélez, M.; Pardos, M.; 2024. The impact of climate and management on recent mortality in *Pinus pinaster* resin-tapped forests of inland Spain. *Forestry*, 97(1), 120-132. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad023>
- Camarero, J.J.; 2021. The drought-dieback-death conundrum in trees and forests. *Plant Ecol. Divers.*, 14(1-2), 1-12. <https://doi.org/10.1080/17550874.2021.1961172>
- Carnicer, J.; Coll, M.; Ninyerola, M.; Pons, X.; Sanchez, G.; Penuelas, J.; 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased

- climate change-type drought. *PNAS*, 108(4), 1474-1478. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010070108>
- Clark, J.S.; Iverson, L.; Woodall, C.W.; Allen, C.D.; Bell, D.M.; Bragg, D.C.; Zimmermann, N.E.; 2016). The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States. *Glob. Change Biol.*, 22(7), 2329-2352. <https://doi.org/10.1111/gcb.13160>
- Denman, S.; Brown, N.; Vanguelova, E.; Crampton, B.; 2022. Temperate Oak Declines: Biotic and abiotic predisposition drivers. *Forest Microbiol.*, 239-263. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85042-1.00020-3>
- Duque-Lazo, J.; Navarro-Cerrillo, R.M.; 2017. What to save, the host or the pest? The spatial distribution of xylophage insects within the Mediterranean oak woodlands of Southwestern Spain. *For. Ecol. Manage.*, 392, 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.047>
- Ferretti, M.; Nicolas, M.; Bacaro, G.; Brunialti, G.; Calderisi, M.; Croisé, L.; Ulrich, E.; 2014. Plot-scale modelling to detect size, extent, and correlates of changes in tree defoliation in French high forests. *For. Ecol. Manage.*, 311, 56-69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.009>
- Franklin, J.F.; Shugart, H.H.; Harmon, M.E.; 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37(8), 550-556. <https://doi.org/10.2307/1310665>
- González Díaz, P.; Ruiz Benito, P.; Astigarraga Urcelay, J.; Cruz Alonso, V.; Moreno Fernández, D.; Herrero Méndez, A.; Gosálbez Ruiz, J.; Zavala Gironés, M.; 2020: *Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización*. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- Guzmán-Álvarez, J.R.; de Dios, M.G.; Risueño, A.M.; Picón, F.A.; Milán, F.G.; Sanz, B.N.; Anguita, A.S.; 2020. La cochinilla corticícola *Matsucoccus feytaudi* Ducasse, 1941 y su papel en el decaimiento de *Pinus pinaster* Aiton en el Parque Natural de la Sierra de Baza (Granada, Andalucía, España). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, (46), 83-102. <https://doi.org/10.31167/csecfv0i46.19903>
- Hajek, P.; Link, R.M.; Nock, C.A.; Bauhus, J.; Gebauer, T.; Gessler, A.; Schuldt, B.; 2022. Mutually inclusive mechanisms of drought-induced tree mortality. *Glob. Change Biol.* 28(10), 3365-3378. <https://doi.org/10.1111/gcb.16146>
- Hagerman, S.M.; Pelai, R.; 2018. Responding to climate change in forest management: two decades of recommendations. *Front. Ecol. Environ.* 16(10), 579-587. <https://doi.org/10.1002/fee.1974>
- Hammond, W.M.; Williams, A.P.; Abatzoglou, J.T.; Adams, H.D.; Klein, T.; López, R.; Allen, C.D.; 2022. Global field observations of tree die-off reveal hotter-drought fingerprint for Earth's forests. *Nature Comm.*, 13(1), 1761. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29289-2>
- Hartmann, H.; Bastos, A.; Das, A.J.; Esquivel-Muelbert, A.; Hammond, W.M.; Martínez-Vilalta, J.; Allen, C.D.; 2022. Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annu. Rev. Plant Biol.* 73(1), 673-702. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102820-012804>
- Hartmann, H.; Moura, C.F.; Anderegg, W.R.; Ruehr, N.K.; Salmon, Y.; Allen, C.D.; O'Brien, M.; 2018. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytol.*, 218(1), 15-28. <https://doi.org/10.1111/nph.15048>
- Herrero, A.; González-Gascueña, R.; González-Díaz, P.; Ruiz-Benito, P.; Andivia, E.; 2023. Reduced growth sensitivity to water availability as potential indicator of drought-induced tree

- mortality risk in a Mediterranean *Pinus sylvestris* L. *Forest. Front. For. Glob. Change*, 6, 1249246. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1249246>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2007, *Climate Change 2007: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press, New York.
- Jentsch, A.; Kreyling, J.; Beierkuhnlein, C.; 2007. A new generation of climate_change experiments: events, not trends. *Front. Ecol. Environ*, 5(7), 365-374. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[365:ANGOCE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[365:ANGOCE]2.0.CO;2)
- Jiang, W.; Aishan, T.; Halik, Ü.; Wei, Z.; Wumaier, M.; 2022. A bibliometric and visualized analysis of research progress and trends on decay and cavity trees in forest ecosystem over 20 years: an application of the CiteSpace software. *Forests*, 13(9), 1437. <https://doi.org/10.3390/f13091437>
- Körner, C.; 2019. No need for pipes when the well is dry—a comment on hydraulic failure in trees. *Tree physiol.* 39(5), 695-700. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpz030>
- Lasa, A.V.; Fernández-González, A.J.; Villadas, P.J.; Mercado-Blanco, J.; Pérez-Luque, A.J.; Fernández-López, M.; 2024. Mediterranean pine forest decline: A matter of root-associated microbiota and climate change. *Sci. Total Environ.* 926, 171858. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171858>
- Lookingbill, T.R.; Zavala, M.A.; 2000. Spatial pattern of *Quercus ilex* and *Quercus pubescens* recruitment in *Pinus halepensis* dominated woodlands. *J. Veg. Sci.*, 11(4), 607-612. <https://doi.org/10.2307/3246590>
- Manion, P.D.; 1991. *Tree Disease Concepts*. 2nd ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Manion, P.D.; 1981. Decline diseases of complex biotic and abiotic origin. In: *Tree Disease Concepts*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 324-339 pp.
- Mantova, M.; Herbertte, S.; Cochard, H.; Torres-Ruiz, J.M.; 2022. Hydraulic failure and tree mortality: from correlation to causation. *Trends Plant Sci.* 27(4), 335-345. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2021.10.003>
- McDowell, N.G.; Sapes, G.; Pivovarov, A.; Adams, H.; Allen, C.D.; *et al.*, 2022. Mechanisms of woody plant mortality under rising drought, CO₂, and vapor pressure deficit. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 3(5), 294-308. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00272-1>
- McDowell, N.; Pockman, W.T.; Allen, C.D.; Breshears, D.D.; Cobb, N.; Kolb, T.; Yépez, E.A.; 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New phytol.*, 178(4), 719-739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>
- McDowell, N.G.; Ryan, M.G.; Zeppel, M.J.; Tissue, D.T.; 2013. Improving our knowledge of drought-induced forest mortality through experiments, observations, and modeling. *New Phytol.*, 200(2), 289-293. <https://doi.org/10.1111/nph.12502>
- McDowell, N.G.; 2011. Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant physiol.*, 155(3), 1051-1059. <https://doi.org/10.1104/pp.110.170704>
- Millar, C.I.; Stephenson, N.L.; Stephens, S.L.; 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.*, 17(8), 2145-2151. <https://doi.org/10.1890/0/06-1715.1>
- Mitchell, P.; Wardlaw, T.; Pinkard, L.; 2015. Combined stresses in forests. In *Combined stresses in plants: physiological, molecular, and biochemical aspects*, 223-244 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-319-07899-1_11

- Muller-Dombois, D.; 1992. A natural dieback theory, cohort senescence as an alternative to the decline disease theory. In: P.D. Manion and D. Lachance, eds. *Forest Decline Concepts*. The American Phytopathological Society, St. Paul, MN, 26-37 pp.
- Nagel, L.M.; Palik, B.J.; Battaglia, M.A.; D'Amato, A.W.; Guldin, J.M.; Swanston, C.W.; Roske, M.R.; 2017. Adaptive silviculture for climate change: a national experiment in manager-scientist partnerships to apply an adaptation framework. *J. Forestry*, 115(3), 167-178. <https://doi.org/10.5849/jof.16-039>
- Navarro Cerrillo, R.M.; Ruiz Gómez, F.J.; 2020. Seguimiento de plagas y enfermedades forestales en Andalucía: interpretación a diferentes escalas. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, (46), 33-56. <https://doi.org/10.31167/csecfv0i46.19902>
- Navarro Cerrillo, R.M.; Varo Martínez, M.A.; Palacios Rodríguez G.; Ruiz Gómez F.J.; 2024. Los pinares de repoblación como generadores de cambios en la biodiversidad a diferentes escalas. *Foresta*, 89, 66-75.
- Navarro-Cerrillo, R.M.; Cachinero-Vivar, A.M.; Pérez-Priego, Ó.; Cantón, R.A.; Begueria, S.; Camarero, J.J.; 2023. Developing alternatives to adaptive silviculture: Thinning and tree growth resistance to drought in a *Pinus* species on an elevated gradient in Southern Spain. *Forest Ecol. Manag.*, 537, 120936. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120936>
- Navarro-Cerrillo, R.M.; Padrón Cedrés, E.; Cachinero-Vivar, A.M.; Valeriano, C.; Camarero, J.J.; 2024. Integrating Dendrochronological and LiDAR Data to Improve Management of *Pinus canariensis* Forests under Different Thinning and Climatic Scenarios. *Remote Sens.*, 16(5), 850. <https://doi.org/10.3390/rs16050850>
- Navarro-Cerrillo, R.M.; Sánchez-Salguero, R.; Rodríguez, C.; Duque Lazo, J.; Moreno-Rojas, J.M.; Palacios-Rodríguez, G.; Camarero, J.J.; 2019. Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. Sylvestris* stands in southern Spain. *Forest Ecol. Manag.*, 433, 313-324. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.006>
- O'Hara, K.L.; 2016. What is close-to-nature silviculture in a changing world? *Forestry*, 89(1), 1-6. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv043>
- Oliver, C.D.; Larson, B.C.; Oliver, C.D.; 1996. *Forest stand dynamics*. New York: Wiley.
- Ontl, T.A.; Swanston, C.; Brandt, L.A.; Butler, P.R.; D'Amato, A.W.; Handler, S.D.; Shannon, P.D.; 2018. Adaptation pathways: ecoregion and land ownership influences on climate adaptation decision-making in forest management. *Clim. Change*, 146, 75-88. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1983-3>
- Ostry, M.E.; Venette, R.C.; Juzwik, J.; 2011. Decline as a disease category: is it helpful? *Phytopathol.* 101(4), 404-409. <https://doi.org/10.1094/PHTO-06-10-0153>
- Pardos, J.A.; 2006. La contaminación atmosférica y los ecosistemas forestales. *Forest Systems*, 15(4), 55-70.
- Pérez-de-Lis, G.; García-González, I.; Rozas, V.; Arévalo, J.R.; 2011. Effects of thinning intensity on radial growth patterns and temperature sensitivity in *Pinus canariensis* afforestations on Tenerife Island, Spain. *Ann. For. Sci.*, 68, 1093-1104. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0125-8>
- Petit-Cailleux, C.; Davi, H.; Lefèvre, F.; Verkerk, P.J.; Fady, B.; Lindner, M.; Oddou-Muratorio, S.; 2021. Tree mortality risks under climate change in Europe: Assessment of silviculture practices and genetic conservation networks. *Front. Ecol. Evol.* 9, 706414. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.706414>
- Pretzsch, H.; Grote, R.; 2023. Tree Mortality: revisited under changed climatic and silvicultu-

- ral conditions. *Progress in Botany*, 84, 351-393. https://doi.org/10.1007/124_2023_69
- Ryan, M.G.; Sapes, G.; Sala, A.; Hood, S.M.; 2015. Tree physiology and bark beetles. *New Phytol.*, 205(3), 955-957. <https://doi.org/10.1111/nph.13256>
- San Miguel, A.; Roig, S.; Cañellas, I.; 2008. Fruticicultura. Gestión de matorrales y arbusteados. En: Serrada, R.; Montero, G.; Reque, J.; (Eds.) *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid, pp: 877-907.
- Sánchez, M.E.; Navarro Cerrillo, R.M.; Trapero, A.; Fernández, P.; 2000. La "seca" de encinas y alcornoques: una visión histórica. *Montes*, 62.
- Serrada Hierro, R 2011. *Apuntes de Selvicultura*. EUITF, Madrid
- Shigo, A.L.; 1985. Wounded forests, starving trees. *J. For.* 83:668–673. <https://doi.org/10.1093/jof/83.11.668>
- Silvério, E.; Duque-Lazo, J.; Navarro-Cerrillo, R.M.; Pereña, F.; Palacios-Rodríguez, G.; (2020). Resilience or vulnerability of the rear-edge distributions of *Pinus halepensis* and *Pinus pinaster* plantations versus that of natural populations, under climate-change scenarios. *For. Sci.*, 66(2), 178-190. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxz066>
- Sinclair, W.A.; 1965. Comparison of recent declines of white ash, oaks, and sugar maple in northeastern woodlands. *Cornell Plantations* 20: 62-67.
- Sinclair, W.A.; Hudler, G.W.; 1988. Tree declines: Four concepts of causality. *Arboric. Urban For.*, 14(2), 29-35. <https://doi.org/10.48044/jauf.1988.009>
- Shurtleff, M.C.; Averre, C.W.; III. 1997. *Glossary of Plant Pathological Terms*. American Phytopathological Society, St. Paul, M
- Trapero Casas, A.; Romero, M.A.; Sánchez, J.E.; Jiménez, J.J.; 2006. La seca de encinas y alcornoques en Andalucía: decaimiento y enfermedad. *Boletín Informativo CIDEU*, (1), 7-14.
- Trujillo-Toro, J.; Navarro-Cerrillo, R.M.: 2019. Analysis of Site-dependent *Pinus halepensis* Mill. Defoliation Caused by "Candidatus *Phytoplasma pini*" through Shape Selection in Landsat Time Series. *Remote Sens.*, 11(16), 1868. <https://doi.org/10.3390/rs11161868>
- Vicente, E.; Vilagrosa, A.; Ruiz-Yanetti, S.; Manrique-Alba, À.; González-Sanchís, M.; Moutahir, H.; Bellot, J.; 2018. Water balance of Mediterranean *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* Mill. forests in semiarid climates: a review in a climate change context. *Forests*, 9(7), 426. <https://doi.org/10.3390/f9070426>
- Weed, A.S.; Ayres, M.P.; Hicke, J.A.; 2013. Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecol. Monogr.*, 83(4), 441-470. <https://doi.org/10.1890/13-0160.1>