



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



Impacto de la gestión forestal multifuncional en la fijación de carbono en pinares de pino carrasco post-incendio

PALERÓ MORENO, N.¹, GARCIA CODINA J.¹, CERVERA ZARAGOZA, T.¹, BAIGES ZAPATER, T.¹, LIZARRALDE, I.^{2,3} y ALONSO PONCE, R.^{2,3}

¹ Centre de la Propietat Forestal (CPF).

² föra forest technologies SLL.

³ Instituto Universitario de Investigación Gestión Forestal Sostenible iuFOR

Resumen

Las masas forestales actúan como sumidero de carbono, pero su capacidad para acumular CO₂ se ve modificada por factores antrópicos como la gestión forestal. En el caso de las masas procedentes de regeneración post-incendio, de forma natural se crean unas estructuras densas y con diámetros bajos en las que la tasa de fijación de carbono por árbol individual es reducida. Cabe esperar que la aplicación de tratamientos silvícolas basados en modelos de gestión sostenible mejore esta tasa de fijación. Con el fin de valorar la capacidad de acumulación de carbono aéreo en masas de pino carrasco post-incendio, se han estudiado rodales afectados por un incendio forestal producido a finales de los años 70 y que presentan diferentes grados de intervención (sin gestión, con una intervención silvícola o con dos intervenciones). Este trabajo muestra el desarrollo de una herramienta de cálculo de la absorción de carbono post-incendio para el pino carrasco en masas dominadas por pies menores.

Palabras clave

Fijación de CO₂, regenerado post-incendio, tratamientos silvícolas.

1. Introducción

Los ecosistemas forestales son un reservorio considerable de carbono, y su capacidad para actuar como sumideros es vital en la actual situación de cambio climático. No obstante, algunas consecuencias derivadas del propio cambio climático, como las sequías y el fuego (ROJO Y MONTERO, 1994) o las plagas (MONTERO et al., 2004), podrían reducir la capacidad de fijación de carbono por parte de los bosques (sumideros débiles). De hecho, ya existen signos de que los bosques europeos se encuentran en las primeras fases de saturación en su función de sumideros de carbono (NABUURS et al., 2013).

Los bosques tienen diferentes capacidades de fijación a lo largo de su vida. Así las masas jóvenes tienen una alta capacidad de crecimiento en comparación con las edades maduras (RUÍZ-PEINADO et al. 2020). Sin embargo, un regenerado post-incendio abundante está acumulando una gran cantidad de carbono, pero, sin gestión, llega un momento en que el crecimiento tiende a estancarse. En este punto, mediante una adecuada intervención silvícola se puede reactivar el crecimiento: reduciendo la competencia por recursos y por tanto favoreciendo el crecimiento de los pies restantes. Así mismo, la gestión forestal sostenible, además de contribuir a la mitigación del cambio climático, mejora la resiliencia de las masas frente a perturbaciones como sequías, plagas o incendios forestales, evitando las emisiones derivadas del efecto de estas perturbaciones. Además, garantiza el mantenimiento de otros servicios y funciones del bosque como la protección del suelo, la regulación del ciclo hidrológico (CHAMÓN, 2021) y puede integrar medidas de conservación y/o mejora de la biodiversidad potencial de la masa.

Otro efecto positivo de la gestión forestal sobre la fijación de carbono es la capacidad para condicionar los productos madereros obtenidos. Una selvicultura encarada a obtener productos de mayor calidad (madera estructural, carpintería, etc.) contribuye decisivamente a la obtención de

productos con mayor vida útil, es decir, productos con mayor duración estimada, que mantienen el carbono fijado durante largo tiempo. Por tanto, la gestión forestal con criterios de sostenibilidad permite mantener stock a largo plazo en los diversos almacenes forestales y en los productos y materiales resultantes (PARDOS, 2010).

El desarrollo de herramientas de cálculo para estimar la cantidad de carbono existente en una masa forestal nos permite valorar su capacidad de sumidero en función de diferentes actuaciones de gestión forestal (incluyendo la no gestión como control). Así, en el caso concreto de masas de regenerado joven con diámetros no inventariables (diámetro normal menor de 7,5 cm), podemos cuantificar la absorción de carbono de dichas masas para distintas alternativas e itinerarios selvícolas. Si estas herramientas, además, utilizan sensores remotos que proporcionan información espacialmente continua sobre grandes superficies, lo que supone abaratar costes sin perder precisión, será posible abordar la evaluación del carbono existente en grandes territorios con plazos y presupuestos asumibles. De esta manera se contaría con datos e información que permiten tomar la mejor decisión de gestión para el objetivo buscado en cada momento. Además, este desarrollo aporta información que refuerza la hipótesis del efecto de la gestión forestal sostenible sobre la maximización del carbono absorbido, tanto en cantidad como en vida útil en sus productos.

En el proyecto Life Climark, que tiene como objetivo principal la promoción de la gestión forestal mitigadora mediante el diseño de un mercado de créditos climáticos, se han testado diferentes actuaciones selvícolas de mitigación del cambio climático incluyendo los tratamientos en masas jóvenes de pino carrasco que se analizan en este artículo. Los datos obtenidos avalan que en tratamientos en que se produce una fuerte extracción de biomasa (claras), el efecto de la gestión sobre el balance de carbono de la masa es mínimo y, por tanto, cabe esperar que a la larga acabe mejorando la cantidad de carbono fijado durante el turno.

2. Objetivos

En este trabajo se ha estudiado un bosque de pino carrasco de unos 40 años procedente de regeneración natural post-incendio donde existen rodales sin ninguna intervención selvícola, con una única intervención o con 2 intervenciones. Los objetivos fijados han sido:

- Comparar el balance de carbono de un bosque de regenerado de pino carrasco en función de la aplicación o no de silvicultura y la recurrencia de las actuaciones.
- Establecer una metodología de cálculo del carbono acumulado en masas de regenerado natural de pino carrasco con dominio de pies menores, lo que dificulta la realización del inventario y el cálculo del carbono almacenado de forma compatible con los datos de pies inventariables.

3. Metodología

3.1 Diseño del experimento, definición de la silvicultura y ejecución de los trabajos

El 4 de agosto de 1976 se produjo un gran incendio forestal que afectó a la mayor parte de la superficie forestal del municipio de El Montmell (Tarragona). Durante las 2 décadas siguientes se produjo una abundante regeneración forestal que dio lugar a masas densas de pino carrasco (con más de 10.000 pies/ha). A principios de la década del 2000, la Generalitat de Catalunya firmó convenios con varios propietarios de la zona con el fin de ejecutar un plan de actuación de prevención contra incendios forestales que proponía, entre otras actuaciones, la realización de trabajos selvícolas de mejora (clareos) sobre el regenerado de pino carrasco. Entre 2003 y 2006, se ejecutaron estas actuaciones centradas en zonas próximas a infraestructuras (carreteras, campos, etc.) y cuyo objetivo era disminuir la carga de combustible existente por lo que el peso de la corta fue alto, dejando una densidad final alrededor de los 1.000 pies/ha. Los trabajos se realizaron manualmente y la totalidad del producto se quedó en el bosque debidamente cortado y extendido sobre el suelo.

En 2019, en el marco del proyecto Life Climark se planteó la posibilidad de volver a actuar en la zona y se decidió realizar 2 tipos de cortas: una primera clara sobre un rodal con intervención previa en 2003 (finca privada denominada Aiguaviva) y un clareo sobre un rodal de regenerado en el que no se había intervenido tras el incendio (finca Els pins verds). También se seleccionó un rodal donde no se había actuado después del incendio ni se pretendía actuar (control).

Así se obtuvo el siguiente diseño experimental formado por 3 rodales con intervenciones en algún momento y un rodal no intervenido (Figuras 1 y 2):

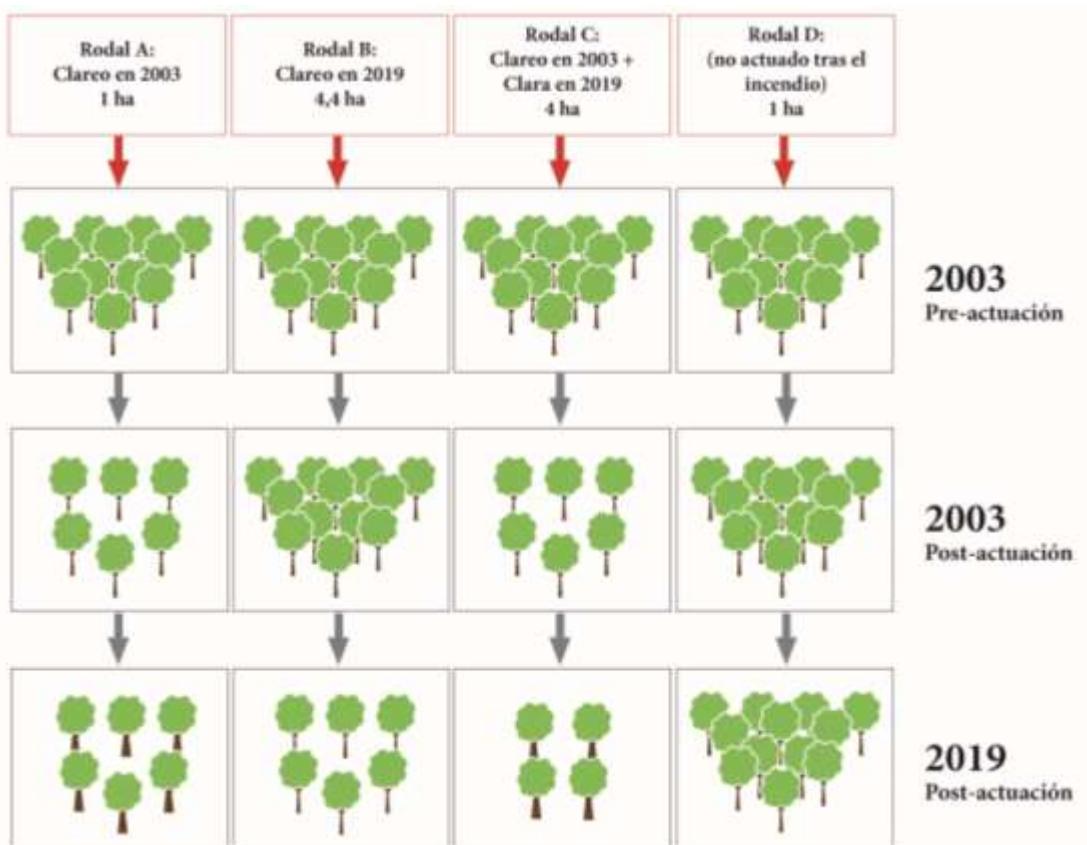


Figura 1. Croquis de la evolución de cada rodal en base a la gestión silvícola aplicada a lo largo del tiempo.

Los tratamientos silvícolas implementados durante la primavera de 2019 usan como referencia las orientaciones de gestión forestal ORGEST (PIQUÉ et al., 2011b), concretamente los modelos para el pino carrasco (BELTRÁN et al., 2011). En función de la calidad de estación (estimada en base a las claves ORGEST) y al objetivo de gestión (producción de madera y prevención de incendios), el modelo de referencia a aplicar fue el Ph05.

Cumpliendo con los objetivos del proyecto Life Climark, se planificaron actuaciones pensadas para incidir positivamente sobre la fijación de carbono, la vulnerabilidad a grandes incendios forestales y la biodiversidad.



Figura 2. Estado de los rodales en 2019 antes de realizar las actuaciones silvícolas.

Los itinerarios fijados fueron los siguientes:

- Clareo (rodal B): corta semi-selectiva respetando los pies de pino carrasco que presentaban clara dominancia e incidiendo sobre los pies dominados y/o suprimidos. Densidad final alrededor de los 1800 pies/ha. También se respetaron los ejemplares de encina y roble existentes, así como los pies con singularidades (microhabitats, madera muerta, etc.).
- Clara baja (rodal C): reducción de un 30% del área basimétrica inicial dejando unos 925 pies/ha finales y evitando abrir el dosel arbóreo. Se respetaron los ejemplares de mejor porte y mayor diámetro de pino carrasco, encina y roble, así como los pies con elementos singulares. Desbroce selectivo incidiendo sobre el matorral de más de 1,3 m de altura y respetando hasta un 25% de recubrimiento (respetando las especies protegidas, de interés biogeográfico o con fruto carnoso) y resalteo de quercíneas dejando los 2 o 3 pies mejor conformados.

La ejecución del clareo se realizó manualmente siguiendo las indicaciones del itinerario fijado. No fue necesario desembosque de la madera y los restos quedaron sobre el rodal bien extendidos y cortados a menos de 1,5 m de longitud (Figura 3).

En el caso de la clara, se realizó el marcaje pie a pie de parte del rodal para facilitar la comprensión de los criterios de corta por parte de los operarios. El producto obtenido se desemboscó con autocargador (árbol entero) por lo que fue necesario abrir líneas de unos 3 m cada 40 m. El destino de la madera fue la producción de biomasa (36 t/ha).



Figura 3. De Izquierda a derecha: Ortofoto 2018 (rodales antes de la actuación); Ortofoto 2019 (rodales después de la actuación); Ortofoto 2020 (rodales 1 año después del tratamiento). A: rodal actuado en 2003; B: rodal actuado en 2019; C: Rodal actuado en 2003 y en 2019; D: zona no actuada después del incendio.

3.2 Carbono fijado a partir de datos de campo y método de cálculo de la absorción de carbono en masas de pino carrasco post-incendio.

Para determinar la capacidad de fijación de carbono de cada uno de los rodales estudiados y conocer la variación en base al momento de aplicación de los tratamientos silvícolas era necesario fijar una metodología fiable de cálculo del carbono.

En los rodales con dominio de pies inventariables (rodales A, B, C y D en 2019) se han calculado diferentes fracciones de biomasa (carbono de la biomasa aérea y de las raíces, los aprovechamientos silvícolas y los restos generados por estos) sobre las que se ha aplicado un factor de carbono (FC) por especie (CREAF, IEFC), es decir, el porcentaje en peso del carbono contenido en la materia seca para cada especie. De esta manera, el FC utilizado para el *Pinus halepensis* ha sido 0,499.

Las fracciones de biomasa calculadas son la biomasa aérea total (BAT), la biomasa de ramas y hojas (BRH) y la biomasa subterránea total (BST). Para las dos primeras se utilizan ecuaciones alométricas propuestas por el CREAF (Aplicación ALLOMETR APP, 2019) a partir de datos del Inventario Ecológico y Forestal de Catalunya (IEFC), mientras que para la biomasa subterránea (BST) se utilizan ecuaciones propuestas por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) (Tabla 1). Estas ecuaciones se utilizan para calcular las fracciones de biomasa tanto de los árboles en pie como de los afectados por las actuaciones silvícolas (CERVERA et al, pendiente de publicación). Un estudio reciente (AMEZTEGUI et al., submitted) ha comprobado la importancia de la adecuación de las alometrías seleccionadas en la estimación de la biomasa en los bosques, mostrando que es siempre preferible utilizar ecuaciones desarrolladas en base a muestras locales, o próximas geográficamente al área de estudio.

Tabla 1. Ecuaciones utilizadas para el cálculo de las diferentes fracciones de biomasa. DBH: diámetro normal (cm); Ht altura (m)

Especie	VD	Ecuación	A	B	C	Fuente
<i>Pinus halepensis</i>	BAT	a·DBH ^b ·Ht ^c	0,08	1,96	0,52	IEFC
<i>Pinus halepensis</i>	BRH	a·DBH ^b	0,08	1,95		IEFC
<i>Pinus halepensis</i>	BST	a·DBH ^b	0,03	2,30		INIA

Para los rodales con predominio de pies no inventariables (rodales en 2003) este método de cálculo no se considera óptimo ya que emplea valores medios para toda Catalunya que no contemplan eficazmente masas de tan poco desarrollo. Por ello se ha optado por realizar un sencillo muestreo *ad hoc* en zonas con valores dasométricos homologables a los que tenían, de media, los

rodales en ese año. Para identificar las áreas donde actualmente predominan los pies no inventariables se realizó una estratificación en función de la información LiDAR del vuelo más reciente disponible para la zona del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), que fue ejecutado en julio de 2016. Los datos LiDAR fueron procesados con el software easyLaz (ALONSO PONCE et al. 2018), una herramienta propia de foraforest technologies basada en el ecosistema FUSION/LDV (MCGAUGHEY, 2021), generando rásteres del percentil 95 (P95) de la altura de los retornos (como sustituto de la altura dominante) de 5 m de resolución. De esta manera fue posible definir tres zonas o estratos según dicho P95 fuera inferior a 6,75 m (clase LH1), entre 6,75 y 8,25 m (clase LH2) y mayor de 8,25 m (LH3). En las áreas identificadas como LH1 se ubicaron aleatoriamente 3 parcelas Prodan ($k=6$), en las cuales la unidad de muestreo consiste en medir los seis árboles más próximos a un punto, considerado como centro de la parcela, y donde el sexto árbol es contado como medio árbol. Además de medir la distancia del centro de la parcela al sexto árbol, se midieron todos los diámetros normales y las alturas totales. Los valores medios de densidad, área basimétrica y altura media de estas tres parcelas resultaron ser 7274 pies/ha, 32.3 m²/ha y 4.7 m, muy similares, salvo por la densidad algo menor, a los de los rodales en 2003 (ver Figura 3). De esta manera, aplicando las ecuaciones alométricas antes mencionadas a cada uno de ellos, y conociendo la densidad por el método del 6º árbol, se pudo obtener un valor medio de biomasa para los rodales en dicho año.

Finalmente, con el fin de valorar la diferencia entre ambos métodos de cálculo se decidió calcular la biomasa en los rodales con predominio de pies no inventariables con ambas metodologías.

3.3. Carbono emitido, balance de carbono y tasa de fijación

Mediante el proceso de descomposición de la materia orgánica, una gran parte del carbono se emite a la atmósfera en forma de CO₂ mientras que una pequeña parte se incorpora al suelo en forma particulada o disuelta en el agua de lluvia. En este estudio, para la estimación de las emisiones de carbono a la atmósfera producida por descomposición de los restos de corta y las raíces se ha optado por utilizar como valor de referencia la tasa de carbono emitido a la atmósfera indicada por Herrmann y colaboradores (2015) para un periodo de 15 años (35,2%).

El balance de carbono de una masa en un momento concreto se ha calculado como la suma del carbono fijado (biomasa aérea y de raíces) menos las emisiones, dividido por el periodo de tiempo considerado:

$$\text{Balance C}_{t/\text{ha/año}} = ((\text{C. árboles vivos} + \text{C. raíces vivas}) - \text{Emisiones Carbono de los restos de corta y raíces muertas}) / \text{Periodo}_{\text{años}}$$

Finalmente se ha calculado la tasa de fijación de carbono como el cociente entre el almacenamiento de carbono (biomasa aérea y raíces) y el periodo de tiempo considerado:

$$\text{Tasa de fijación}_{t/\text{ha/año}} = ((\text{C. árboles vivos} + \text{C. raíces vivas})_{\text{periodo}}) / \text{Periodo}_{\text{años}}$$

3.4 Estimación teórica del carbono fijado

El carbono fijado a partir de 2019 se ha calculado de forma teórica. Para ello se ha utilizado la metodología de cálculo establecida en el proyecto Life Climark en que el balance de carbono secuestrado en el periodo considerado se obtiene del carbono fijado por el arbolado que queda en pie tras la actuación silvícola, en el marco de una gestión multifuncional ORGEST, respecto a un escenario de referencia de No gestión, en este caso, para el pino carrasco (CERVERA et al, pendiente de publicación).

El balance de carbono incluye el cálculo de la diferencia de CO₂ fijado por la vegetación en los 15 años siguientes a la corta respecto a la no-gestión menos el CO₂ emitido por los trabajos forestales, el CO₂ emitido en el transporte de los productos a industria y el CO₂ emitido por la

combustión de los productos de vida corta. A este valor se le suma el carbono evitado correspondiente a CO₂ evitado por sustitución más el CO₂ evitado por la prevención de incendios.

Impacto de la gestión sobre el balance de CO₂ = t CO₂secuestrado - t CO₂emitidas + t CO₂evitadas

t CO₂secuestradas arbolado = t CO₂secuestradas gestión – t CO₂secuestradas no gestión

t CO₂emitido = emitido trabajos forestales + t CO₂emitido transporte + emitido productos vida corta

t CO₂evitadas = t CO₂evitado por sustitución + t CO₂evitado prevención incendios

Partiendo de los datos dasométricos de las cortas realizadas en 2019 (datos de campo de los rodales B y C) se ha calculado el producto obtenido, su peso seco y las fracciones de este producto que han ido a productos de vida larga, media o corta. El resto de los parámetros se han estimado según la metodología de CERVERA et al. (pendiente de publicación).

4. Resultados

4.1 Resultado de los tratamientos silvícolas

Las actuaciones realizadas han permitido compatibilizar el aprovechamiento maderero con la reducción de la competencia entre pies, el descenso de la vulnerabilidad al fuego de copas de la masa y la conservación de la biodiversidad.

La Tabla 2 muestra los parámetros dasométricos de los 4 rodales estudiados. Los datos corresponden a la masa total, es decir, incluye todas las especies presentes (pino carrasco, encina y roble).

Tabla 2. Parámetros dasométricos de los rodales en 2019 (antes y después de la actuación). A: rodal actuado en 2003; B: rodal actuado en 2019; C: Rodal actuado en 2003 y en 2019; D: zona no actuada después del incendio.

2019	Pre-tratamiento			Post-tratamiento		
	Rodal	Densidad (pies/ha)	AB (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)	Densidad (pies/ha)	AB (m ² /ha)
A	1114	18,24	69,67	1114	18,24	69,67
B	3991	23,6	95,3	1141	11	38,7
C	1114	18,24	69,67	700	14,11	54,18
D	3991	23,6	95,3	3991	23,6	95,3

La vulnerabilidad al fuego de copas se ha evaluado con las claves CVFoC definidas en las ORGEST (PIQUÉ et al., 2011a) y, para los rodales con intervención en 2019 (B y C), se ha pasado de una vulnerabilidad alta (A) a una vulnerabilidad media (B). Los rodales no intervenidos mantienen una vulnerabilidad alta al fuego de copas.

La capacidad de las masas para albergar biodiversidad se ha obtenido a través del Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) que es una herramienta de soporte a la planificación y gestión forestal, pensada principalmente para facilitar la integración de criterios de conservación de la biodiversidad en la gestión multifuncional (BAIGES et al., 2019). Todas las masas estudiadas son jóvenes por lo que se encuentran en fases iniciales de desarrollo y no se puede esperar la presencia de abundantes elementos indicativos de biodiversidad. Los rodales A y C presentaba una capacidad de acogida de la biodiversidad media-baja que se ha mantenido después de la actuación y es previsible que mejore en unos años gracias a las medidas de conservación aplicadas. Los rodales B y D partían de una capacidad de acogida de la biodiversidad baja. El rodal B ha mantenido su valor de IBP después de la actuación y cabe esperar que presente nuevos elementos indicadores de biodiversidad antes que el rodal D.

4.2 Fijación de carbono según datos de campo

A partir de la información obtenida por los inventarios dasométricos realizados antes y después de las actuaciones se han calculado, para cada rodal, las diferentes fracciones de carbono existentes (carbono de la biomasa aérea y de las raíces, los aprovechamientos silvícolas y los restos generados por estos). Para todos los casos se han empleado las alometrías citadas en la metodología, pero para los rodales donde predominaban los pies no inventariables, también se ha empleado la metodología de cálculo desarrollada para este trabajo ya que en estos casos las alometrías subestiman el carbono acumulado. Estos cálculos se han realizado únicamente para el pino carrasco ya que era la especie objeto de estudio.

La Figura 4 muestra las diferentes fracciones de carbono calculadas para el pino carrasco en cada rodal, a lo largo de los años y en función de las intervenciones realizadas. También incluye las emisiones calculadas en 2019.

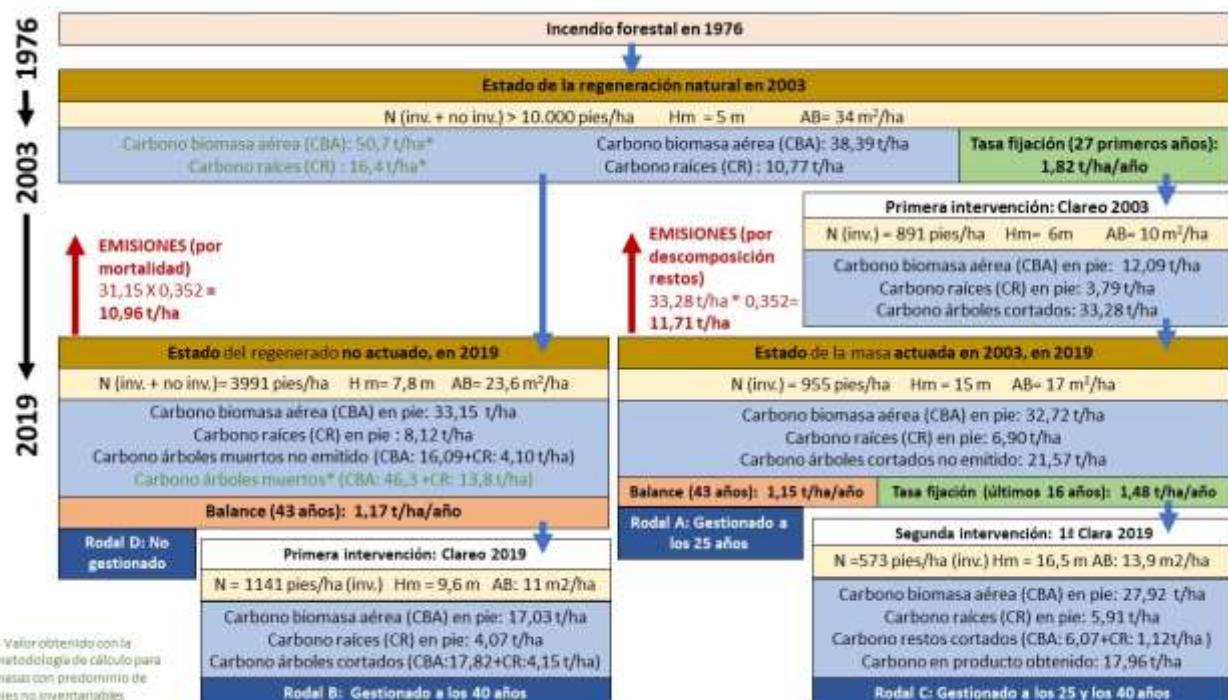


Figura 4. Parámetros dasométricos y stock de carbono para cada rodal en los años de intervención silvícola.

En 2003, transcurridos 27 años después del incendio, la regeneración era abundante por lo que el stock de carbono era elevado (67,1 t/ha según metodología propia y 49,16 t/ha según cálculo con valores medios de toda Catalunya). Esta diferencia entre los dos métodos de cálculo se deriva obviamente de haber realizado un muestreo específico, pero al haber sido de tan sólo tres parcelas no nos permite concluir que la estimación del carbono sea más precisa que los valores medios para ese estrato en Catalunya. De hecho, los intervalos de confianza para los valores de CBA y CR estimados con el muestreo *ad hoc* son lógicamente muy amplios (CBA: $50,7 \pm 35,3$; CR: $16,4 \pm 9,6$, al 95% de probabilidad) e incluyen a los valores medios calculados para toda Cataluña (38,4 y 10,8, respectivamente). No es el objetivo de este trabajo probar la adecuación de esos valores medios a masas tan poco desarrolladas, pero todo apunta, como era lógico prever por otra parte, a que en este tipo de masas se estaría subestimando el contenido en carbono si se aplican los valores medios.

Al realizar la primera actuación (2003) se cortó un alto porcentaje del carbono fijado (unas 33,28 tC/ha según cálculo con valores medios de toda Catalunya) que se dejó en el monte como restos de corte.

En 2019 podemos ver que la masa no actuada en 2003 (**rodal D**) no solo no ha aumentado el carbono almacenado, sino que ha experimentado un descenso en el carbono acumulado en biomasa aérea y raíces (unas 8 t/ha). Esta disminución va asociada a una alta mortalidad de pies producida entre 2003 y 2019. Se ha calculado que el carbono acumulado por los árboles muertos (según cálculo con valores medios de toda Catalunya) es de 31,15 t/ha de las cuales 10,96 se emitieron a la atmósfera.

Sin embargo, el rodal intervenido en 2003 (**rodal A**), en 2019 presenta un crecimiento del stock de carbono en biomasa aérea y raíces de casi 24 t/ha. En este caso el clareo ha evitado la mortalidad de pies por exceso de competencia y ha favorecido el crecimiento individual de cada uno de los pies restantes. En este rodal, a lo largo de 16 años también se han producido emisiones de carbono a la atmósfera derivadas de la descomposición de los restos de corta (incluye todos los árboles cortados), concretamente se emitieron 11,71 t/ha.

De hecho, el balance de carbono en 2019 entre el rodal intervenido en 2003 (1,17 t/ha/año) y el no intervenido (1,15 t/ha/año) es similar, con la importante diferencia de que en el rodal intervenido la cantidad de carbono está acumulada en pies de mayor tamaño (diámetro y altura).

En 2019, el **rodal B**, intervenido por primera vez ese año, ha sufrido un descenso en su stock de 20,17 t/ha de carbono aéreo y de raíces tras la corta (clareo).

Finalmente, el **rodal C**, que también había experimentado un aumento del stock de carbono (unas 23,74 t/ha) después de la intervención de 2003, tras la segunda actuación, ha sufrido un descenso del stock mucho menor (5,79 t/ha de biomasa aérea y raíces) que en la primera actuación.

4.3 Estimación teórica de la fijación de carbono

Para valorar el carbono fijado a partir de 2019 se ha seguido la metodología establecida en el proyecto Life CLIMARK que permite hacer un cálculo teórico del carbono fijado (en este caso en 15 años) por una masa gestionada siguiendo un modelo ORGEST.

Tal y como se puede observar en la Tabla 3 la previsión es que el rodal C (sobre el que se han realizado 2 actuaciones) fije una cantidad de carbono superior a la del rodal B (con una única actuación) en los próximos 15 años.

Rodal	Actuación en 2019	Diferencia del CO ₂ fijado respecto a la no gestión	CO ₂ emitido por los trabajos forestales	CO ₂ emitido en el transporte del producto	Balace CO ₂ en el bosque	CO ₂ emitido por la combustión de los productos de vida corta	CO ₂ evitado por substitución	CO ₂ evitado por prevención de incendios	Impacto del balance de CO ₂ (15 años)
		t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha
B	Clareo	53,95	0,29	0,09	53,57	29,89	14,1	2,21	39,99
C	Clara baja y desbroce selectivo	54,5	0,33	0,09	54,08	7,09	3,8	2,46	53,24

Tabla 3. Balance teórico de CO₂ en los 15 años siguientes a las actuaciones realizadas en 2019.

5. Discusión

Los modelos de gestión ORGEST están diseñados para integrar los objetivos de producción y prevención de incendios forestales pero también responden a criterios de aumento de la biomasa fijada. Asimismo, permiten la integración de medidas de conservación y/o mejora de la biodiversidad.

Conservar la capacidad de sumidero estable de una masa forestal es una de las líneas de trabajo de mitigación. En este sentido, los resultados obtenidos indican que los primeros tratamientos selvícolas aplicados en masa de regenerado natural post-incendio de pino carrasco, a pesar de suponer una fuerte reducción de la biomasa, no han supuesto una descapitalización de los rodales, sino que han favorecido el crecimiento individual de cada pie restante. Así, 16 años después de

realizar una clara se ha comprobado que se produce un aumento de stock de carbono. Mientras que, la ausencia de gestión forestal puede derivar en un estancamiento, e incluso una reducción, en la capacidad de fijación de carbono de la masa (rodal D), y por tanto en su función de sumidero de CO₂ (Figura 4). Resultados similares se han obtenido por RUIZ-PEINADO et al. (2013), DEL RÍO et al. (2008), MONTERO et al. (2003) y BALBOA-MURIAS et al. (2006). Este resultado se cumple independientemente del método de cálculo de la biomasa utilizado en rodales con pies no inventariables, aunque según los datos obtenidos con el muestreo *ad hoc* el descenso de biomasa por mortalidad sin gestión sería superior.

Por tanto, asumiendo que un escenario de gestión es más favorable a la fijación de carbono (mayores crecimientos) que la no gestión, se debería estudiar si unos tratamientos pueden ser más positivos que otros. Tanto el peso de la corta como el momento de realización de cada tratamiento influyen en la biomasa acumulada. En el caso de regenerados de pino carrasco parece interesante no alargar demasiado la realización del primer tratamiento si se quiere maximizar la fijación de carbono, ya que llega un momento en que el rodal D (no intervenido nunca tras el incendio) experimenta una fuerte mortalidad de pies por exceso de competencia y, por tanto, a pesar del crecimiento de los pies restantes, el resultado es un descenso en la biomasa acumulada.

En cuanto al peso de claras o clareos, en este estudio se han realizado intervenciones fuertes con la consiguiente disminución de la biomasa acumulada en el rodal. Con el fin de evitar una extracción tan elevada de biomasa (difícil de compensar con los crecimientos posteriores) podría ser interesante dejar un número mayor de pies, pero, en cualquier caso, la corta deberá ser suficiente para facilitar el buen desarrollo de los pies restantes. El modelo ORGEST de referencia para este rodal propone intervenir a los 12-15 años (al alcanzar una altura dominante de 4,5 m) y dejar una densidad mayor de 1200 pies/ha.

Pero en el cálculo del carbono secuestrado, no solo hay que considerar las cantidades fijadas, sino que también hay que valorar las emisiones. En la mayoría de los casos es antieconómico el aprovechamiento de los pies cortados en un clareo, y éstos acaban quedándose en el mismo rodal lo que provoca que una parte del carbono acumulado pase al suelo (y por tanto continúe fijado en el sistema forestal), y otra parte pase a la atmósfera (MATTSON et al., 1987). No obstante, también se puede dar el caso de rodales muy accesibles y con industria cercana donde sea posible el aprovechamiento del producto para biomasa, con lo que la biomasa extraída se calcularía como producto de sustitución de vida útil corta.

En general, es inevitable que las primeras actuaciones supongan un balance negativo de carbono, pero son necesarias para mejorar el balance global de la masa a lo largo de su turno.

La primera clara supone una extracción menor de biomasa y el producto ya es claramente aprovechable para biomasa actuando de producto de sustitución. El cálculo teórico de carbono fijado tras la clara en el caso de estudio (Tabla 3) nos muestra que las masas adultas mejoran su fijación a lo largo de los años (ya que en 2019 la segunda actuación da mejores resultados que la primera). Además, las sucesivas actuaciones permitirán avanzar en la obtención de productos de mayor vida útil, es decir, productos asociados a diámetros mayores como la sierra o la construcción que almacenan el carbono durante más tiempo (PORRAS et al., 2017).

6. Conclusiones

Ante las previsiones de cambio climático que pueden reducir la capacidad de sumidero de las masas forestales, la silvicultura se presenta como una herramienta útil para aumentar la capacidad de fijación de carbono de los bosques de pino carrasco post-incendio frente a la ausencia de gestión. Los modelos ORGEST permiten calcular la capacidad de fijación de carbono de las masas gestionadas siguiendo los tratamientos establecidos por estos modelos frente a modelos de no-gestión.

Establecer métodos de cálculo del carbono acumulado para regenerados jóvenes en base a datos locales se estima como una buena opción, aunque para asegurar su fiabilidad sería necesario recopilar una muestra más amplia que la utilizada en este trabajo.

El balance de carbono en los rodales gestionados es similar al de los rodales sin gestión, pero la biomasa está repartida en menos pies, dando lugar a árboles con mayor diámetro que proporcionan productos de mayor vida útil.

En general, se puede ver que a medida que se avanza en el régimen de cortas de un modelo de gestión ORGEST se obtienen mejores resultados en el balance de carbono (un primer clareo permite fijar a medio plazo mayor cantidad de CO₂ que una clara). Además, mientras que en las claras se puede considerar que todo el producto se queda en el bosque o va a biomasa, en las siguientes actuaciones (clareos) parte del producto puede ir dedicado a embalaje, un producto que se va reciclando y, por tanto, con el que se evita más emisiones de CO₂.

Una silvicultura cuyo objetivo principal sea buscar la maximización de la capacidad de sumidero de las masas de pino carrasco debe fomentar el incremento y la conservación de stocks y buscar la obtención de productos madereros de vida larga (sierra, estructural, chapa) o, mientras no es posible, productos de sustitución de combustibles fósiles (biomasa).

Esta silvicultura también debe integrar tratamientos para reducir la vulnerabilidad al fuego con tal de intentar minimizar las pérdidas de stock asociadas a los incendios forestales.

La maximización de la fijación de carbono también es compatible con la conservación de la biodiversidad integrando en los tratamientos acciones puntuales para mantener los elementos importantes de biodiversidad y/o generarlos si es el caso.

7. Agradecimientos

A los fondos LIFE por la financiación recibida a través del proyecto Life CLIMARK (LIFE16 CCM/ES/000065).

8. Bibliografía

ALONSO PONCE, R.; LIZARRALDE, I.; RODRÍGUEZ-PUERTA, F.; PÉREZ-RODRÍGUEZ, F.; 2018. EasyLaz 1.0. Registro de la Propiedad Intelectual SO-8/2018

AMEZTEGUI, A.; RODRIGUES, M.; GRANDA, V. Uncertainty of biomass stocks in Spanish forests: a comprehensive comparison of allometric equations. Submitted.

APLICACIÓN ALLOMETR APP.; 2019. <https://laboratoriforestal.creaf.cat/allometrapp/>

BAIGES, T.; PALERO, N.; CERVERA, T.; GONIN, P. i LARRIEU L.; 2019. Posada a punt de l'Índex de Biodiversitat Potencial (IBP): un termòmetre per a mesurar la capacitat d'allotjar biodiversitat dels boscos (gestionats) de Catalunya. En Silvicultura 80, tardor 2019, pp 26-36.

BALBOA-MURIAS, M.A.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A.; ÁLVAREZ-GONZALES, J.G.; 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural regimes. Forest Ecology and Management 237:29-38.

BELTRAN, M.; PIQUÉ, M.; VERICAT, P.; CERVERA, T.; 2011. Models de gestió per als boscos de pi blanc (*Pinus halepensis* Mill.): producció de fusta i prevenció d'incendis Forestals. Serie: Orientacions de gestió forestal sostenible de Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

CERVERA, T.; RABASCALL, X.; BAIGES, T.; PORRAS, D.; PALERO, N.; AMEZTEGUI, A.; VEGA, C.; RODRIGUES, M.; ALCASENA, F.; VAYREDA, J.; CASALS, P.; BELTRAN, M.; BALLART, H.; GILI; LIZARRALDE, I.; Pendiente de publicación. Metodologia de càlcul de l'impacte de la gestió forestal en els serveis ecosistèmics: carboni, aigua i biodiversitat. Capítol 1. Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

CHAMÓN, M; 2021. Guías técnicas para la cuantificación y la contabilidad de la absorción de carbono de las técnicas de gestión forestal sobre *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*. Life forest CO₂. Región de Murcia. Sinergieco Murcia SL. Pág. 9.

DEL RÍO, M.; BARBEIRO, I.; BRAVO-OVIEDO, A., CALAMA, R.; CAÑELLAS, I., HERRERO, C., BRAVO, F.; 2008. Carbon sequestration in mediterranean pine forests. En: BRAVO et al. (Ed.), Managing Forest Ecosystems: the challenge of Climate Change. Kluwer Academic Publishers: 215-241.

HERRMANN, S., KAHL, T., BAUHUS, J. 2015. Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. For. Ecosyst. 2.
<https://doi.org/10.1186/s40663-015-0052-5>

MATTSON, K.G., SWANK, W.T., WAIDE, J.B.; 1987. Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. Can. J. For. Res. 17, 712–721.
<https://doi.org/10.1139/x87-114>

MCGAUGHEY, R.J.; 2021. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. V4.20. USDA. 212 pp. Seattle, WA

MONTERO, G.; DEL RÍO, M, CAÑELLAS, I., MUÑOZ, M., ROJO-ALBORECA. A.; 2003. Including CO₂ fixation in the evalauiton of silvicultural alternatives in Scots pine stands in Spain. In: Proceedings of Decission Support for Multiple purpose forestry. Vienna, April 23-25.

MONTERO, G., MUÑOZ, M; DONÉS, J., ROJO-ALBOREDA, A.; 2004. Fijación de CO₂ por *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. En los Montes Pinar y Valsaín y Mata del Valsaín. Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales, Vol 13.

MONTERO G, RUIZ-PEINADO, R. MUÑOZ, M.; 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografías INIA: serie forestal nº 13. Ministerio Educación y ciencia.

NABUURS G.J. ; LINDNER, M. ; VERKERK, H.; GUNIA, K.; 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. Natute Climate Change. Published online.

PIQUÉ, M. ; CASTELLNOU, M. ; VALOR, T. ; PAGÉS, J.; LARRAÑAGA, A.; MIRALLES, M.; CERVERA, T.; 2011a. Integració del risc de grans incendis Forestals (GIF) en la gestió forestal: Incendis tipus i vulnerabilitat de les estructures al foc de capçades. Serie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Cstatlunya.

PIQUÉ, M.; VERICAT, P.; CERVERA, T.; BAIGES, T.; FARRIOL, R.; 2011b. Tipologies Forestals arbrades. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

PARDOS, J.A.; 2010. Los montes españoles y el cambio climático. En INIA: Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. INIA. 169-189 pp. Madrid.

PORRAS, D.; RABASCALL, X.; CERVERA, T.; 2017. Metodología de cálculo de la capacidad de sumidero de carbono de los modelos multifuncionales ORGEST. En Actas del 7º Congreso Forestal Español. 7CFE01-130. Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia. Cáceres. Extremadura.

ROJO, A.; MONTERO, G.; 1996. El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama. Historia y selvicultura de los pinares de Cercedilla, Navacerrada y Valsaín. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Pág. 293.

RUIZ-PEINADO, R., DEL RIO, M.; MONTERO, G.; 2011. *New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species*. Forest Systems, 176-189.

RUIZ-PEINADO, R., MONTERO, G., DEL RIO, M.; 2012. *Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species*. Forest Systems, 42-52.

RUIZ-PEINADO, R., BRAVO-OVIEDO, A., LÓPEZ-SENESPLADA, E., MONTERO, G., DEL RÍO, M.; 2013. *Do thinnings influence biomass and soil carbón stocks in Mediterranean maritime pinewoods*. European Journal of Forest Research 132(2): 253-262.

RUIZ-PEINADO, R.; LÓPEZ, E.; MONTERO, G.; LOZANO J.A.; 2020. La fijación de carbono en los sistemas forestales del Parque Natural del Alto Tajo. Mejora y mantenimiento por parte de la gestión forestal. Revista Foresta 76. Pág. 40.