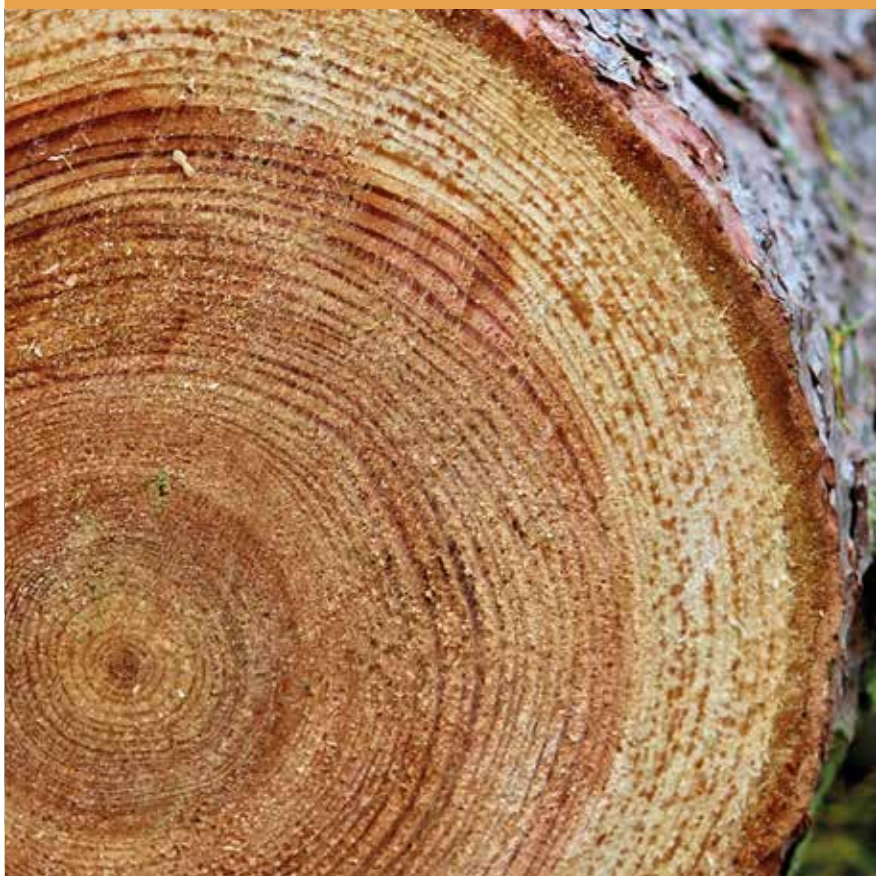
METODOLOGIA DE CÀLCUL DE L'IMPACTE DE LA GESTIÓ FORESTAL EN ELS SERVEIS ECOSISTÈMICS: CARBONI, AIGUA I BIODIVERSITAT



METODOLOGIA DE CÀLCUL DE L'IMPACTE DE LA GESTIÓ FORESTAL EN ELS SERVEIS ECOSISTÈMICS: CARBONI, AIGUA I BIODIVERSITAT

Edita
Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural

Autors
Capítol 1. Teresa Cervera[1], Xavi Rabascall[1], Teresa Baiges[1], David Porras[1], Noemí Palero[1], Aitor Ameztegui[2], Cristina Vega[2], Marcos Rodrigues[2], Fermin Alcasena[2], Jordi Vayreda[3], Pere Casals[4], Mario Beltran[4], Helena Ballart[5], Iñaki Gili[6], Iñigo Lizarralde[7].

Capítol 2. Miquel de Cáceres[3], Teresa Cervera[1], Teresa Baiges[1], Gabriel Borràs[6], Francesc Gallart[8], Pilar Llorens[8], Jerôme Latron[8], Antoni Munné[9], Andreu Manzano[9].

Capítol 3. Teresa Baiges[1], Noemí Palero[1], Teresa Cervera[1], Laurent Larrieu[10], Pierre Gonin[11].

[1] Centre de la Propietat Forestal (CPF)
[2] Universitat de Lleida (UdL)
[3] Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)
[4] Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC)
[5] Fundació d'Ecologia del Foc i Gestió d'Incendis Pau Costa Alcubierre (FPC)
[6] Oficina Catalana del Canvi Climàtic (OCCC)
[7] Fora Forest Technologies
[8] Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua (Agencia Estatal del Consejo Superior de Investigaciones Científicas) (IDAEA-CSIC)
[9] Agència Catalana de l'Aigua (ACA)
[10] Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE)
[11] Centre National de la Propriété Forestière (CNPF)

Agraïments
Aquest document ha estat possible gràcies a la col·laboració dels diferents grups d'experts del projecte LIFE CLIMARK i el treball d'intercanvi d'experiències amb altres projectes com LIFE FOREST CO_2, LIFE BIORGEST i Hz2020 SINCERE.

Citació bibliogràfica
Cervera, T.; Baiges, T.; Rabascall, X.; *et al.* 2022. Metodologia de càlcul de l'impacte de la gestió forestal en els serveis ecosistèmics: carboni, aigua i biodiversitat. Centre de la Propietat Forestal, Santa Perpètua de Mogoda. 61 pp.

Fotografies
Thomas Baertl

Disseny gràfic i maquetació
Elizabeth Fernández. Centre de la Propietat Forestal

Primera edició: Març de 2022
Producció: Entitat Autònoma del Diari Oficial i de Publicacions

Dipòsit legal: B 10265-2022

LIFE CLIMARK (LIFE16 CCM/ES/000065) és un projecte **LIFE** de Mitigació del Canvi Climàtic, cofinançat pel **Programa LIFE de la Unió Europea**. Aquest llibre reflexa únicament la visió dels autors i la Comissió Europea no és responsable de l'ús que se'n pugui fer de la informació que conté.

Índex

Presentació 7

Capítol 1. Impacte de la gestió forestal en el balanç de carboni 8

1.1. Introducció 10

1.2. La metodologia de l'IPPC 11

1.3. Càpsules i escenaris de referència en el balanç de carboni 13

Càpsula 1. Segrest de carboni 14

Càpsula 2. Emissions de diòxid de carboni dels treballs i els productes obtinguts 21

Càpsula 3. Emissions de diòxid de carboni evitades 24

Annexos 29

Referències 34

Capítol 2. Impacte de la gestió forestal en els recursos hídrics 38

2.1. Introducció 40

2.2. La modelització hídrica 41

2.3. Metodologia per estimar l'impacte de la gestió en l'aigua exportada 43

2.4. Càlcul de l'indicador de provisió d'aigua 45

Annexos 47

Referències 49

Capítol 3. Impacte de la gestió forestal en la biodiversitat 50

3.1. Introducció 52

3.2. L'índex de biodiversitat potencial: una mesura ràpida i solvent de la capacitat d'acollir biodiversitat d'un rodal 54

3.3. Estimació de l'impacte d'una actuació forestal integradora sobre la biodiversitat 56

Referències 60

Presentació

La gran expansió forestal de la segona meitat del segle passat ha contribuït al segrest de diòxid de carboni atmosfèric, que ha quedat fixat en forma de carboni als arbres i als sòls forestals. Avui, però, el paper dels boscos en la mitigació del canvi climàtic està en risc: el ritme de segrest de CO_2 ha disminuït un 17% els darrers 25 anys i l'increment de la freqüència i la intensitat de les pertorbacions amenacen els estocs acumulats. En 25 anys, la biomassa forestal a Catalunya ha augmentat un 73% i els boscos són avui un 24% més densos que l'any 1990. Com a conseqüència del canvi global, la salut dels boscos ha disminuït, ha augmentat el risc d'incendis i ha afectat la provisió de serveis bàsics com l'aigua, amb una reducció del 30% del cabal dels rius en 25 anys (Banqué *et al., 2020*). La biodiversitat també s'ha vist afectada per l'expansió del bosc, especialment la biodiversitat lligada a matollars i espais oberts. En els darrers 20 anys, les poblacions d'ocells i papallones diürnes lligades a aquests ambients s'han vist reduïdes en un 14% i un 57%, respectivament (informe *Estat de la Natura a Catalunya.* Brotons *et al.*, 2020).

En aquest escenari, la gestió forestal multifuncional esdevé clau a l'hora de contribuir a la mitigació del canvi climàtic i sobretot per adaptar els nostres paisatges a les noves situacions climàtiques. Més enllà de l'obtenció de productes de fusta i suro, en molts casos gestionar un bosc és necessari per prevenir incendis catastròfics o per augmentar la resistència de les masses forestals en períodes de sequera més llargs i pertorbacions més freqüents, o perquè se'n puguin refer abans. Una gestió que integra diferents objectius ha de potenciar el bon funcionament dels boscos perquè aportin aquells beneficis —els anomenats serveis ecosistèmics forestals— de més valor per a cada territori, entre els quals hi ha aspectes tan cabdals com ara el proveïment de béns, com la fusta o el suro, el segrest de carboni, la biodiversitat forestal o el proveïment d'aigua de qualitat i el control de l'erosió del sòl.

En aquest document s'estableix una metodologia per calcular l'impacte de la gestió forestal multifuncional en tres factors clau de la mitigació i l'adaptació al canvi climàtic a la Mediterrània: **el carboni, l'aigua i la biodiversitat**. En aquesta primera versió, l'impacte de la gestió en el balanç de carboni s'ha obtingut per a les principals coníferes de Catalunya, el pi blanc, el pi roig i la pinassa, i per a l'alzina. L'impacte de la gestió sobre els recursos hídrics (aigua blava) incorpora el càlcul per al conjunt de formacions igual que la integració de la biodiversitat, que es comptabilitza per a tot tipus de gestió i formació forestal.

1

Impacte de la gestió forestal en el balanç de carboni

Capítol 1

Impacte de la gestió forestal en el balanç de carboni

1.1 Introducció

Els boscos tenen un paper cabdal en la mitigació del canvi climàtic: a Catalunya segresten al voltant del 10% del total de les emissions de CO_2. Els boscos actuen com a fixadors de carboni quan creixen, és a dir, quan capturen més CO_2 per fotosíntesi que el que emeten per respiració, influïts pel clima, el sòl, les espècies, i la intervenció humana. En la mesura que els boscos es van desenvolupant, la quantitat total emmagatzemada, tant a la vegetació com al sòl, és cada vegada superior, i no és fins passat molt temps que s'arriba a l'equilibri entre segrest i emissió (Stephenson *et al.,* 2014). El moment en què s'arriba a aquest equilibri depèn de molts factors, per això el paper dels boscos vells en el segrest de carboni segueix sent motiu de discussió (vegeu, p. e., Gundersen *et al.,* 2021, en què es confronten els resultats de Luyssaert *et al.,* 2008).

El que sí que està àmpliament acceptat és que els boscos on la vitalitat està compromesa (boscos amb alta competència, en situacions d'estrès hídric, etc.) poden arribar a convertir-se en emissors (Wang *et al.,* 2020). En la darrera dècada, els boscos europeus han començat a mostrar símptomes d'estancament en la seva capacitat de fixar carboni (p. e. Naaburs *et al.,* 2013). Catalunya no n'és una excepció: el ritme de segrest de CO_2 dels boscos catalans ha disminuït un 17% els darrers 25 anys (Banqué *et al.,* 2020) i l'increment de la freqüència i la intensitat de les pertorbacions amenacen els estocs acumulats durant anys. Al Mediterrani, on l'aigua és limitant, es preveu que el canvi climàtic tingui un efecte contrari a l'efecte fertilitzant de l'augment de CO_2 i temperatura esperat en latituds més nòrdiques: el creixement i, doncs, la capacitat de segrestar carboni es veuran compromesos per una menor disponibilitat hídrica. Ja se n'han detectat indicis en alguns boscos del nord de la península i zones de muntanya, amb espècies al límit meridional de la seva distribució, i en boscos no gestionats (Vayreda *et al.,* 2012).

L'única eina de què disposem per augmentar la capacitat de mitigació del canvi climàtic dels boscos és la gestió forestal sostenible, tal com es reconeix als acords de París i Glasgow. Alguns autors han estimat que la gestió forestal podria no només mantenir la taxa de fixació de carboni sinó doblar-la (Naaburs *et al.,* 2017). A Catalunya s'ha documentat un impacte de fins al 45% d'augment en la fixació de carboni (d'1,24 a 2,25 t/any) atribuïble a la gestió (Vayreda *et al.,* 2012).

La gestió forestal pot contribuir tant a mantenir el ritme de segrest de carboni dels boscos (augmentant-ne la vitalitat en regular la com-

petència pels recursos i, localment, amb plantacions) com a conservar els estocs de carboni actuals (per exemple amb actuacions de prevenció d'incendis, afavorint la producció de productes fusters de llarga vida o tenint cura de no malmetre els sòls forestals). Més enllà del bosc, la producció de matèries primeres renovables i de proximitat com la fusta o el suro facilita la substitució de materials i energies fòssils i contribueix als objectius de descarbonització de l'economia. Finalment, la gestió pot contribuir a reduir l'afectació dels incendis forestals i de l'estrès hídric, pertorbacions severes i molt freqüents al Mediterrani que poden conduir tant a una pèrdua de biodiversitat com a l'augment descontrolat d'emissions.

1.2 La metodologia de l'IPCC

Basant-se en les directrius de l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) per als inventaris nacionals de gasos amb efecte d'hivernacle (capítol 4, sobre forests, del volum 4 dedicat a agricultura, silvicultura i altres usos del sòl), el Centre de la Propietat Forestal (CPF) i l'Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA) van establir una metodologia per a la quantificació dels efectes de la gestió forestal en la capacitat d'embornal de carboni dels boscos catalans (Porras *et al.,* 2015; Porras *et al.,* 2017). Es va utilitzar el «mètode de pèrdues i guanys» emprant els dipòsits de carboni i les fórmules que es faciliten en les directrius esmentades, amb la finalitat de disposar d'un seguiment dels fluxos de carboni entre els dipòsits i també per poder obtenir valors de fixació de carboni en fusta comercial, fusta en peu, matèria orgànica morta i arrels, en diferents moments del torn (en els estadis de regeneració, quan les masses ja són més adultes i en l'etapa

de posada en regeneració) i al final d'aquest (figura 1).

L'impacte de la gestió forestal s'establia partint d'una comparació entre una silvicultura basada en models silvícoles de referència (inclosos a les «Orientacions de gestió forestal sostenible de Catalunya» (ORGEST) (Piqué *et al.,* 2011; 2017) i l'evolució del bosc sense gestió, al llarg de 150 anys. Amb aquesta metodologia es va poder observar que una massa gestionada fixava una quantitat de carboni superior a la fixada pel bosc no gestionat. Només en les zones de qualitat d'estació baixa (qualitat d'estació C) i per a alguns models amb l'objectiu preferent de prevenció d'incendis el valor podia ser inferior. Alhora, aquesta metodologia permetia comparar aquesta fixació entre els diferents models existents (figura 2).

Aquesta metodologia té en compte el segrest de carboni resultant del creixement de la massa un cop aplicat un tractament silvícola, i durant un període de rotació de tallades diferent segons l'espècie i el model escollits. Els arbres en peu després d'una actuació silvícola fixen carboni a partir del seu creixement, en més o menys proporció segons el tipus de formació i l'itinerari a seguir en cada moment. El balanç finalitzava quan la fusta restava a peu de carregador, destinada a un ús industrial diferent segons el tipus d'espècie i la mida del producte.

Per al càlcul de l'embornal de CO_2 es va tenir en compte que cada tona de fusta retira de l'atmosfera 1,84 tones de CO_2 aproximadament i no s'allibera de nou fins que s'acaba el cicle de vida del material (Correal *et al.*, 2017), no comptabilitzat en aquest estudi tenint en compte que l'anàlisi se centrava en el bosc. Un altre tema important en la metodologia (de Porras *et al.*, 2007) és que les restes de les capçades fruit de la gestió i la fusta morta en el sòl de la no gestió s'incorporaven en el dipòsit de matèria orgànica, però no es comptabilitzava la part d'emissió que podria donar-se, i el dipòsit del sòl no es tenia en compte en la comparació.

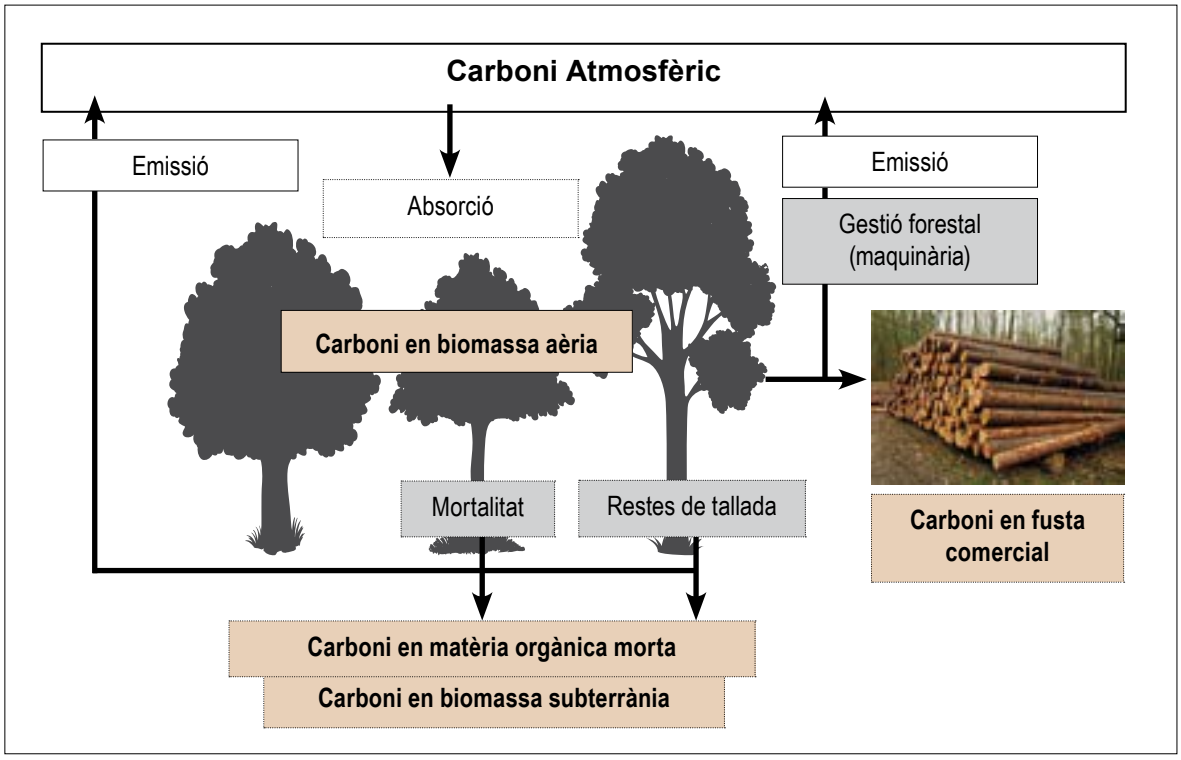


Figura 1. Dipòsits i transferències del carboni en un sistema forestal gestionat.

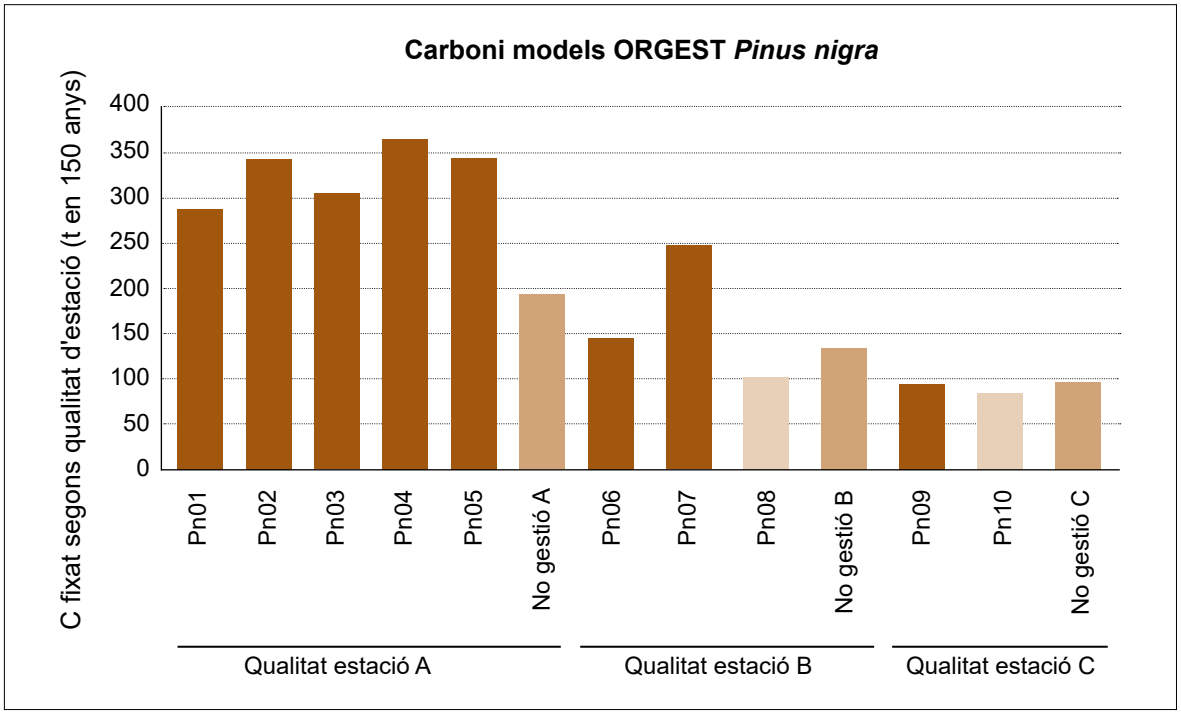


Figura 2. Tones de carboni fixat pels boscos de pinassa (tones en 150 anys) en funció dels models ORGEST en relació amb la no gestió i per a les tres qualitats d'estació (alta [A], mitjana [B] i baixa [C]).

1.3 Càpsules i escenaris de referència en el balanç de carboni

A partir d'aquest primer estudi, la proposta metodològica fa un pas més. En primer lloc, l'impacte de la gestió forestal en el **segrest de carboni** de la massa que resta en peu en un període concret segons model i itinerari se centra en el període entre dues actuacions silvícoles per una actuació i no pel conjunt del torn. En aquest segrest s'incorporen les **emissions de carboni** degudes a l'ús de la maquinària durant les actuacions forestals i en el transport fins a la indústria del producte obtingut (en la metodologia de Porras *et al.,* 2017, el procés s'acabava al bosc). També es compten com a emissions el retorn a l'atmosfera del carboni emmagatzemat en els productes de vida útil més curta. Finalment, es calculen les emissions de **carboni evitades** valorant, d'una banda, el que es podria deixar d'emetre a partir de la gestió proposada en el cas que es produeixi un gran incendi forestal, segons la probabilitat d'ocurrència anual d'aquest i l'estoc disponible; i de l'altra, valorant l'efecte positiu de la substitució de materials no renovables per fusta o biomassa.

Impacte de la gestió sobre el balanç de CO_2
$$= tCO_{2\ segrestades} - tCO_{2\ emeses} + tCO_{2\ evitades}$$

En aquest càlcul cal tenir en compte l'escenari sobre el qual es compara l'impacte. L'escenari de referència és diferent segons si es tracta d'aplicar tractaments silvícoles a partir d'una regeneració natural, en plantacions, o bé si el que es fa és un canvi d'un model de gestió a un altre:

a. **Escenari de no gestió:** a partir de la situació inicial de la massa considerada en els models de referència ORGEST s'obtenen simulacions sobre el creixement i la mortalitat de la massa sense cap tipus de gestió.

b. **Escenari de gestió habitual:** en aquest cas es comparen els creixements i la fixació de carboni a partir de la comparació de dos models de referència ORGEST. És el

cas quan es passa d'un model de torn curt a un de llarg.

c. **Escenari de no plantació:** el canvi de coberta o ús del sòl té lloc quan un camp de conreu, erm, matollar o pastura passen a bosc a partir d'una plantació. No es té en compte la fixació de carboni de l'ús del sòl preexistent.

En aquesta metodologia, els escenaris escollits de referència han estat la **no gestió** i la **no plantació**, segons actuació silvícola proposada.

Pel que fa a la **temporalitat**, s'ha optat per l'aproximació més realista possible del que passa durant el període que segueix a l'actuació. Per això, per delimitar aquest període no s'ha triat un interval fix, sinó que s'han considerat els anys que han de passar fins a la propera actuació d'acord amb allò establert als diferents models silvícoles aplicats, i que pot variar entre els 15 i els 30 anys. Es considera que aquest moment coincideix amb el moment en què els beneficis de l'actuació, en termes d'estímul del creixement, s'acaben.

CÀPSULA 1. SEGREST DE CARBONI

Variació en el segrest de carboni deguda a la gestió forestal

Pel que fa a la gestió, el càlcul del **balanç de carboni segrestat en el període considerat,** tCO_2 segrestades, s'obté del carboni fixat (s'utilitza la conversió de tC a tCO_2 de 3,67, segons la relació entre els seus pesos mol·leculars (44/12 g/mol)) per l'arbrat que resta en peu després de l'aplicació d'una actuació silvícola, en el marc d'una gestió forestal multifuncional ORGEST, respecte a l'escenari de referència de no gestió. Tenint en compte que el model de referència de no gestió només està disponible per a les tres coníferes de major presència a Catalunya, **pi roig, pi blanc i pinassa (*Pinus sylvestris*, *Pinus halepensis* i *Pinus nigra*) i l'alzina (*Quercus ilex*)**, l'anàlisi del balanç de carboni en altres formacions forestals resta condicionada a l'obtenció d'aquests models.

$$\mathbf{tCO_{2\ segrestades}} = tCO_{2\ segrestades\ gestió} - tCO_{2\ segrestades\ no\ gestió}$$

Podem trobar el balanç del carboni per formació forestal, qualitat d'estació, model i itinerari comparant la gestió amb la no gestió a l'annex.

Per obtenir el contingut de carboni en els arbres i les arrels, els aprofitaments fruit de les actuacions silvícoles i les restes generades per aquestes, es calculen prèviament diferents fraccions de biomassa i s'aplica sobre aquestes un factor de carboni (FC) per espècie (Montero *et al.,* 2005), és a dir, el percentatge en pes de carboni contingut en la matèria seca per cada espècie. Així, el FC utilitzat per a *Pinus sylvestris* i *Pinus nigra* és 0,509, per a *Pinus halepensis* 0,499 i per a *Quercus ilex* 0,475 (taula 1).

Les fraccions de biomassa calculades són la biomassa aèria total (BAT), la biomassa de branques amb fulles (BBF) i la biomassa subterrània total (BST). Per a les dues primeres (BAT i BBF) s'utilitzen equacions al·lomètriques proposades pel CREAF a partir de dades de l'IEFC, mentre que per a la biomassa subterrània (BST) s'utilitzen equacions proposades per l'INIA (taula 2). Aquestes equacions s'utilitzen per calcular les fraccions de biomassa tant dels arbres en peu com dels afectats per les actuacions silvícoles. Un estudi recent (Ameztegui *et al.,* presentat) ha comprovat la importància de l'adequació de l'equació al·lomètrica triada en les estimacions de biomassa als boscos, i ha mostrat que sempre és preferible fer servir equacions desenvolupades a partir de mos-

Taula 1. Percentatge en pes de carboni contingut en la matèria seca aplicat a cada espècie
Font: Montero *et al.* (2005)

Espècie	% Carboni	Espècie	% Carboni
Abies alba Mill.	50,6	*Pinus halepensis* Mill.	49,9
Abies pinsapo Boiss.	50,0	*Pinus nigra* Arn.	50,9
Alnus glutinosa L.	50,0	*Pinus pinaster* Alt.	51,1
Betula spp.	48,5	*Pinus pinea* L.	50,8
Castanea sativa Mill.	48,4	*Pinus radiata* D. Don	49,7
Ceratonia siliqua L.	50,0	*Pinus sylvestris* L.	50,9
Erica arborea L.	50,0	*Pinus uncinata* Mill.	50,9
Eucalyptus spp.	47,5	*Populus x euramericana* (Dode) Gulnier	48,3
Fagus sylvatica L.	48,6	*Quercus canariensis* Willd.	48,6
Fraxinus spp.	47,8	*Quercus faginea* Lamk.	48,0
Ilex canariensis Poir.	50,0	*Quercus ilex* L.	47,5
Juniperus oxycedrus L./*J. communis* L.	50,0	*Quercus pyrenaica* Willd.	47,5
Juniperus phoenicea L./*J. sabina* L.	50,0	*Quercus robur* L./*Q. petraea* Liebl.	48,4
Juniperus thurifera L.	47,5	*Quercus suber* L.	47,2
Laurus azorica (Seub.) Franco	50,0	Altres coníferes	50,0
Myrica faya Alt.	50,0	Altres frondoses	50,0
Olea europaea var. *sylvestris* Brot.	47,3	Altres laurisilves	50,0
Pinus canariensis Sweet ex Spreng.	50,0		

tres locals o properes geogràficament a l'àrea d'estudi.

El **carboni que es fixa entre dues intervencions** ($C_{ha/any}$) és el creixement de la massa segons període establert, que varia en funció de cada model i itinerari. Es calcula com la diferència entre el carboni emmagatzemat al final del període i el que hi havia just després de l'actuació. Aquests valors s'obtenen d'aplicar les equacions al·lomètriques (taula 2) als paràmetres estructurals del bosc (diàmetre, alçada) definits als models silvícoles ORGEST per a aquestes dues situacions. D'aquest valor se'n

Taula 2. Equacions al·lomètriques per al càlcul de la biomassa per espècie

Espècie	Al·lometria	Equació	a	b	c	Font
Pinus nigra	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,04	2,15	0,54	IEFC
Pinus halepensis	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,08	1,96	0,52	IEFC
Pinus sylvestris	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,06	2,05	0,56	IEFC
Quercus ilex	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,11	2,08	0,42	IEFC
Pinus nigra	BBF	$a \cdot DBH^b$	0,04	2,19		IEFC
Pinus halepensis	BBF	$a \cdot DBH^b$	0,08	1,95		IEFC
Pinus sylvestris	BBF	$a \cdot DBH^b$	0,06	2,03		IEFC
Quercus ilex	BBF	$a \cdot DBH^b$	0,11	2,00		IEFC
Pinus nigra	BST	$a \cdot DBH^b$	0,02	2,39		INIA
Pinus halepensis	BST	$a \cdot DBH^b$	0,03	2,30		INIA
Pinus sylvestris	BST	$a \cdot DBH^b$	0,01	2,63		INIA
Quercus ilex	BST	$a \cdot DBH^b$	0,55	1,79		INIA

BAT: Biomassa aèria total (kg); BBF: Biomassa de branques amb fulles (kg); BST: Biomassa subterrània total (kg); DBH: Diàmetre normal (cm); Ht: Alçada total (m).

resta la part del carboni emès a l'atmosfera per descomposició de les restes de tallada i les arrels mortes dels arbres objecte d'aprofitament forestal. En el cas de l'alzina no s'han considerat les arrels com a matèria orgànica morta, ja que en ser una espècie de rebrot la soca no es mor.

$$\mathbf{C_{ha/any}} = ((\text{C.arbres vius}_{tn} - \text{C.arbres vius}_{to}) + (\text{C.arrels vives}_{tn} - \text{C. arrels vives}_{to})) / (t_n - t_o) - (\text{C. restes tallada} + \text{C. arrels mortes}) \times \text{taxa emissió carboni}$$

En el cas de les masses mixtes, a l'hora d'establir el creixement futur cal tenir en compte el model de referència escollit de l'espècie principal. Per a l'espècie secundària cal utilitzar els creixements mitjans obtinguts en els models silvícoles de referència, en funció de si s'hi aplica una gestió irregular o regular i, en aquest darrer cas, de l'estadi en què es trobi (jove, adult o en regeneració). El valor global de creixement s'obtindrà aplicant el percentatge d'àrea basal que representa cada espècie i la qualitat d'estació per a aquesta en la zona on s'ha d'actuar.

Emissions de carboni de la descomposició de restes de tallada i arrels

Mitjançant el procés de descomposició de la matèria orgànica una gran part del carboni s'emet cap a l'atmosfera en forma de CO_2, mentre que una petita part s'incorpora al sòl en forma particulada o dissolta en l'aigua de pluja (figura 1). Per estimar el carboni de les restes gruixudes i mitjanes (> 5 cm en diàmetre) romanents al bosc es consideren diferents taxes de descomposició (k d'Olson, 1963) obtingudes en la literatura (taula 3). Mattson *et al.* (1987) donen una taxa mitjana de 0,083 any^{-1} per a diferents espècies del sud de Carolina del Nord (EUA), mentre que les taxes que donen Herrmann *et al.* (2015) per al sud d'Alemanya són força inferiors. Aquests darrers autors estimen diferents taxes segons l'espècie i no troben que el clima sigui el factor que explica la variabilitat dins de l'espècie. Així, depenent de la font d'informació i l'espècie s'obté un pes diferent de les restes romanents al llarg del temps (figura 3).

Mattson *et al.* (1987) estimen que aproximadament unes 2/3 parts del carboni perdut s'emet a l'atmosfera i que la resta s'incorpora al sòl. Aplicant al llarg del temps les taxes de descomposició segons autors i l'assumpció basada en Mattson que només 1/3 del C de les restes descompostes s'incorpora al sòl, es pot fer una estimació de la quantitat de C romanent al bosc (restes o sòl) (figura 3, centre). El C emès a l'atmosfera al llarg del temps seria el complementari d'aquest. Els percentatges del C de les restes que queda romanent al bosc o incorporat al sòl o emès a l'atmosfera per a 10, 15 i 20 anys es mostren a la taula 4. Per a les arrels mitjanes

Taula 3. Constants de descomposició (k d'Olson, 1963) per diferents espècies extretes de la literatura

Referència	Espècie	Diàmetre cm	k Olson any^{-1}	Lloc	P mitjana mm	T mitjana °C
Mattson *et al.*	Diverses	--	0,083	Carolina del Nord	1.820	12,6
Herrmann *et al.*	*Fagus sylvatica*	<20	0,078	Sud d'Alemanya	657-1.700	8,5-11,0
	Pinus sylvestris	20-40	0,055	Sud d'Alemanya	657-1.700	8,5-11,0
		<20	0,050			
	Picea abies	20-40	0,030	Sud d'Alemanya	657-1.700	8,5-11,0
		<20	0,034			
		20-40	0,036			

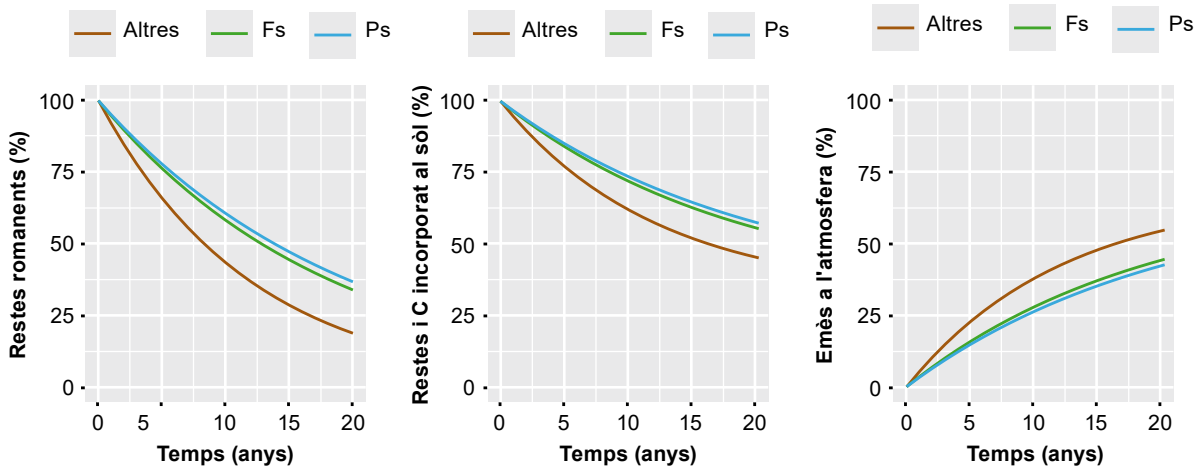


Figura 3. Evolució del percentatge de C de les restes segons espècie, romanent en forma de restes en descomposició (esquerra, segons una k=0,083 any^{-1}), més l'incorporat al sòl en forma particulada o dissolta en l'aigua de pluja (1/3 del descompost, centre), i l'emès a l'atmosfera (dreta). S'ha considerat un diàmetre de restes inferior a 20 cm. Les figures s'han obtingut a partir de la informació indicada a la taula 2. «Altres» correspon a la k de Mattsonn *et al.* (1987) i les de les espècies a Herrmann *et al.* (2015).

i gruixudes, es considera un comportament similar a les restes.

En el cas d'aquesta metodologia, per a l'estimació de les emissions de carboni a l'atmosfera produïdes per descomposició de restes de tallades i arrels s'ha optat per utilitzar com a valor de referència la taxa de carboni emès a l'atmosfera indicada per Herrmann *et al.* (2015) corresponent a *Pinus sylvestris* per un període de 15 anys (35,2%). Per aplicar la taxa indicada a les estimacions d'emissions de carboni per descomposició en els models silvícoles de referència (ORGEST) s'utilitza el valor anualitzat d'aquesta (2,35%) i es multiplica pel nombre d'anys entre intervencions silvícoles. S'utilitza la mateixa taxa per a les diferents espècies considerades en aquesta metodologia.

Taula 4. Estimació del carboni al llarg del temps després de la gestió en pes remanent (%) en les restes en descomposició i l'incorporat al sòl de forma particulada o rentat segons les taxes estimades per diferents autors (taula 1) i diàmetre de restes inferior a 20 cm

Anys	Remanent	Perdut	Flux cap a sòl	C en restes o sòl	Emès a l'atmosfera
Altres					
10	43,5	56,5	18,8	62,4	37,6
15	28,7	71,3	23,8	52,5	47,5
20	18,9	81,1	27,0	46,0	54,0
Pinus sylvestris					
10	60,7	39,3	13,1	73,8	26,2
15	47,2	52,8	17,6	64,8	35,2
20	36,8	63,2	21,1	57,9	42,1
Fagus sylvatica					
10	58,3	41,7	13,9	72,2	27,8
15	44,5	55,5	18,5	63,0	37,0
20	34,0	66,0	22,0	56,0	44,0

Segrest de carboni en boscos no gestionats

Per poder fer la comparació de la fixació de carboni entre boscos gestionats i no gestionats s'han desenvolupat diferents models teòrics de creixement. La construcció d'aquests models de creixement per a masses no gestionades és difícil atesa la manca d'estudis científics disponibles. En aquest sentit, cal destacar el treball «Itineraris silvícoles de no gestió per a *Pinus sylvestris* a Catalunya» (no publicat) elaborat per Fora Forest Technologies l'any 2019, en el qual es desenvolupa un model teòric de creixement per a *Pinus sylvestris*.

La metodologia seguida per a la construcció dels models teòrics de creixement utilitzats es fonamenta en l'aplicació de diferents estudis i fonts d'informació. S'han desenvolupat diferents models per a les qualitats d'estació indicades en els models silvícoles de referència ORGEST i per a les formacions de pinassa, pi blanc, pi roig i alzina.

En la metodologia s'estableixen els passos següents:

1. Determinar una relació edat-alçada dominant ajustada a cada qualitat d'estació (*site index*).

   En el cas de les formacions de pinassa i pi roig s'han utilitzat fórmules indicades en articles de Palahí *et al.* (2003 i 2004) sobre *site index* i creixement de peus, mentre que per al cas del pi blanc s'han utilitzat fórmules indicades en l'article de Montero *et al.* (2001). Per ajustar la relació edat-alçada a les diferents qualitats d'estació dels models ORGEST s'han utilitzat valors de referència d'aquests models.

   Per a l'alzina, s'ha fet una aproximació diferent per no disposar en el moment de l'estudi d'equacions que relacionessin l'edat amb l'alçada. En aquest cas, l'alçada s'obté utilitzant les mateixes equacions que en els models de referència ORGEST de l'alzina, en què el valor de l'alçada depèn del diàmetre. Per determinar com evoluciona el diàmetre amb l'edat de la massa, s'ha aplicat un factor de creixement diametral obtingut de X. Mayor i F. Rodà (1993), per a boscos no gestionats.

2. Determinar l'evolució de la densitat i la mortalitat de peus.

   Per fer aquest pas s'ha utilitzat l'índex de densitat de massa (SDI), indicador de la densitat originàriament desenvolupat el 1933 per Reineke *(Reineke's stand density index)*, utilitzat en els models ORGEST de referència. Els paràmetres utilitzats en el càlcul de l'SDI s'han ajustat per a cada espècie, utilitzant com a font per a aquest ajustament estudis duts a terme per Vericat *et al.* (2014).

   L'SDI es pot definir com el nombre equivalent d'arbres per hectàrea de diàmetre quadràtic mitjà de 25 cm, formulat com:

$$SDI = N * \left(\frac{D_g}{25}\right)^{ß}$$

on, N és el nombre de peus per hectàrea o densitat, D_g el diàmetre quadràtic i ß el pendent d'aclarida.

   Per obtenir la densitat s'ha utilitzat la mateixa densitat inicial que la utilitzada en els models ORGEST i s'ajusta a cada edat de referència en funció de l'SDI. Per a l'estimació del diàmetre quadràtic s'han utilitzat diferents equacions segons espècie creades per Piqué *et al.* (2017) a partir de dades de l'IFN i en funció de l'alçada, l'edat i la densitat de la massa forestal.

   Per a la mortalitat de peus estimada en aplicació de l'SDI s'ha considerat, partint de l'estudi sobre l'SDI (Vericat *et al.,* 2014), que la mortalitat de peus comença a produir-se quan l'SDI és un 60% de l'SDI màxim i que quan se supera o s'arriba a l'SDI màxim la mortalitat és del 100% de l'excés de peus

(taula 5). Considerant la dificultat per establir un gradient de mortalitat entre el 60% i el 100% de l'SDI i la idea ja apuntada en alguns estudis (Palahí *et al.,* 2003) que l'SDI és diferent segons la qualitat d'estació, s'ha optat per ajustar l'inici de la mortalitat a un 100% de l'SDI màxim en qualitat A, un 72% en qualitat B i un 53% en qualitat C.

Taula 5. Paràmetres utilitzats en l'SDI

Espècie	ß	SDI màxim	Font
Pinus nigra	1,896	1.287	CTFC
Pinus halepensis	2,029	1.200	CTFC
Pinus sylvestris	2,071	1.339	CTFC
Quercus ilex	2,139	800	CTFC

Un cop obtinguts els models de creixement per a boscos no gestionats, s'utilitzen les mateixes equacions al·lomètriques i factors de carboni per espècie (taules 1 i 2) indicats en l'apartat «Variació en el segrest de carboni deguda a la gestió forestal», i el mateix percentatge anual d'emissions per la fusta morta (2,35%).

$$\mathbf{C_{ha/any}} = ((\text{C.arbres vius}_{tn} - \text{C.arbres vius}_{to}) + (\text{C.arrels vives}_{tn} - \text{C. arrels vives}_{to})) / (t_n - t_o) - (\text{C. arbres morts} + \text{C. arrels mortes}) \times \text{taxa emissió carboni}$$

Amb aquests càlculs, obtenim el carboni fixat en la matèria orgànica viva, arbres i arrels, i les emissions de carboni per descomposició, fent la comparació entre els models de referència de gestió ORGEST i els models de no gestió, entre dos períodes de tallada establerts.

Segrest de carboni a les plantacions

Per determinar el carboni emmagatzemat a causa de la plantació de diferents espècies d'interès s'han utilitzat les equacions al·lomètriques desenvolupades pel CREAF amb dades de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC), que estan disponibles al Laboratori Forestal Català (https://laboratoriforestal.creaf.cat/). L'IEFC va incloure la mesura

de la biomassa aèria total (BAT) per a una submostra d'arbres de totes les espècies. A partir d'aquestes dades es van obtenir una sèrie de relacions al·lomètriques per a cada espècie, per al conjunt de Catalunya, que permeten estimar la BAT a partir d'altres variables de més fàcil obtenció, com l'espècie, el diàmetre normal i, en alguns casos, l'alçada.

La capacitat d'emmagatzematge de carboni segons aquesta metodologia s'ha calculat seguint els passos següents:

1. Càlcul, per a cada espècie, del diàmetre mitjà esperat a diferents edats: 0, 10, 20... fins als 80 anys, utilitzant les relacions edat-diàmetre establertes a l'IFN1 i recollides a les publicacions *Las coníferas en el Primer Inventario Forestal Nacional* (1980) i *Las frondosas en el Primer Inventario Forestal Nacional* (1979).

2. Càlcul de l'alçada corresponent a cada valor de diàmetre, mitjançant les relacions calculades a Ameztegui (2020) a partir de les dades de l'IFN3 a Catalunya. La relació alçada-diàmetre s'ha ajustat al següent model no lineal: $Ht = 1{,}3 + (H_1 - 1{,}3) * (1 - \exp(-B*DBH))$, on DBH és el diàmetre en cm, Ht és l'alçada en metres, i H_1 i B són els dos paràmetres a estimar.

3. Càlcul de la biomassa aèria total per a les espècies d'interès, a partir de les relacions al·lomètriques publicades a l'IEFC i els valors de diàmetre i alçada calculats anteriorment.

4. Càlcul de la biomassa total, inclòs el factor d'arrels (ràtio de biomassa d'arrels respecte a biomassa de la part aèria). Com en el cas de la gestió, aquest valor s'ha obtingut de Ruiz-Peinado *et al.* (2012) en el cas de les fulloses i de Ruiz-Peinado *et al.* (2011) per a les coníferes. Si alguna espècie no estava inclosa a les publicacions anteriors s'hi ha assignat un valor mitjà per a gènere o grup funcional.

5. Conversió dels valors de biomassa a contingut en carboni, a partir de la proporció de carboni continuada a la biomassa de les diferents espècies (Montero *et al.,* 2005) i, posteriorment, en CO_2.

Aquesta metodologia ens permet obtenir una taula en què es determina directament el CO_2 fixat a cada arbre plantat de les principals espècies per rang d'edats (annex). S'ha optat per utilitzar aquesta metodologia, abans que altres de disponibles basades en el càlcul d'existències totals en volum segons l'Inventari Forestal Nacional, perquè aquestes últimes impliquen el càlcul indirecte de la biomassa a partir del volum, i la transformació posterior d'aquest en biomassa mitjançant factors de conversió. Tot i que aquesta última metodologia és la recomanada a la *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono*, publicada pel Ministeri per a la Transició Ecològica i el Repte Demogràfic, s'ha comprovat que aquests factors poden variar no només en funció de l'espècie, sinó també de la classe diamètrica de l'arbre i fins i tot de l'equació de volum utilitzada. Per tant, ofereixen una sèrie d'incerteses sobre la seva idoneïtat que han fet que no les considerem adequades, tot i que les dues metodologies proporcionaven resultats similars per a la major part de les espècies considerades.

El període de fixació de carboni aniria des del moment de la plantació fins a la primera intervenció, en funció de l'espècie escollida. En el **balanç de CO_2** fixat no intervendrà cap més entrada ni sortida, serà el valor segrestat i acumulat anualment en el període de fixació establert. L'escenari de referència és la no plantació, per això només es té en compte el carboni fixat pels arbres plantats, independentment de la vegetació preexistent, que es considera que fixa igual en els dos escenaris.

$$\mathbf{tCO_2\ segrestat}_{\text{per ha plantació}} = tCO_2 \text{ segrestat per 1 arbre}_{tn} \times N \text{ arbres plantats/ha}$$

CÀPSULA 2. EMISSIONS DE DIÒXID DE CARBONI DELS TREBALLS I ELS PRODUCTES OBTINGUTS

D'una banda, es calculen les emissions que provenen dels treballs de tallada i desembosc de la fusta, de desbrossar el matoll quan és necessari, així com del transport dels productes fins a la indústria corresponent. De l'altra, i dins el període considerat, inferior a 30 anys, les emissions de la biomassa utilitzada per a energia (vida útil de 2 anys) i/o la que va destinada a palet i embalatge (vida útil de 10 anys).

$$\mathbf{tCO_{2\ emeses}} = tCO_{2\ \text{emissions dels treballs silvícoles i transport}} + tCO_{2\ \text{emissions combustió productes}}$$

Emissions en els treballs silvícoles i transport a indústria

La informació dels treballs silvícoles s'ha obtingut de l'estudi de Porras *et al.* (2017), considerant com a maquinària que emet CO_2 la motosserra, la desbrossadora i el tractor forestal amb cabrestant. Tot i que les emissions resultants de l'estudi representen entre el 0,2 i el 0,4% del total de carboni emmagatzemat al llarg de 150 anys, insignificant respecte a la taxa de fixació de carboni, s'han tingut en compte en aquesta metodologia. D'altra banda, es considera que la gestió silvícola d'un rodal pot comportar l'arranjament dels camins de desembosc, en el període entre dues actuacions, modificacions relacionades amb adaptar i perfilar el ferm del camí.

La mitjana de camins existents a les finques forestals de Catalunya es troba al voltant dels 90 m/ha, mentre que la densitat mitjana dels camins de desembosc inclosos en els instruments d'ordenació forestal de forests privades és de 47 m/ha (POCTEFA iForWOOD, 2020. Projecte d'implementació de la xarxa dinàmica de camins de Catalunya, VIACAT). En el cas que no disposem de la longitud dels camins de desembosc a arranjar en un rodal i per una estimació prèvia, es pot considerar la densitat mitjana abans referida.

Sobre la base dels rendiments de cada treball silvícola (en h/ha o h/km) i els consums de combustible de cada maquinària emprada per a cada un d'aquests treballs (valors ambientals obtinguts del Centre de la Propietat Forestal) (taula 6), s'han calculat les emissions totals per cada hectàrea gestionada (tCO_2/ha) (taula 7). Per aquest càlcul s'han obtingut els factors d'emissió per cada font energètica segons la *Guia de càlcul d'emissions de gasos amb efecte d'hivernacle* (GEH) (Departament de Territori i Sostenibilitat, 2021). És possible que durant l'execució dels treballs es doni la combinació de diferents maquinàries i altres mètodes de desembosc; aquí ens hem centrat en les situacions més comunes.

$$\mathbf{tCO_{2\ \text{emeses treballs silvícoles}}} = \text{rendiment (h/ha)} \times \text{consum (l/h)} \times \text{factor emissió } (tCO_2/l)$$

Pel que fa a les **emissions en el transport** de la fusta comercial fins a la indústria, la mateixa guia (DTES, 2021) ens dona un valor d'emissions de les fonts mòbils (relacionades amb el moviment de persones o mercaderies) del combustible cremat en els diferents mitjans de transport. Per la categoria de camió rígid subcategoria 14-20 t i per conducció rural s'obté el valor de 0,549 $kgCO_2$/km. Segons la fusta tallada i deixada a peu de carregador (segons tones en verd, densitat $t_{50\%}/m^3$), caldrà conèixer el nombre total de km a fer fins a la indústria, és a dir, el nombre de viatges que es faran en camió, segons el nombre total de tones que es transportaran. En general, es considera que el transport que manté viable econòmicament el

Taula 6. Rendiments, consums i factors d'emissió segons actuació silvícola

Maquinària	Font energètica	Consum	Factor emissió	Aclarida plançoneda	Treballs complementaris	Aclarida/ Tallada selectiva	Tallades regeneració/ Tallada final	Arranjament camins
	l	l/h	$kgCo_2/l$	(h/ha)	h/ha	h/ha	h/ha	h/km
Motoserra	Gasolina	0,625	2,24	48	32	40	32	-
Desbroçadora	Gasolina	0,625	2,24			-	-	-
Tractor forestal	Gasoil	6,5	2,68	-	-	24	16	-
Pala carregadora (toro)	Gasoil	12	2,68	-	-	-	-	8

Taula 7. Valors de les emissions de carboni de la maquinària segons tractament silvícola

Tractament ORGEST	Emissions maquinària (tCO_2/ha)
Aclarida de plançoneda	0,0672
Estassada	0,0448
Aclarides selectives/mixtes/baixes - Tallades selectives	0,4741
Tallades de regeneració	0,3235
Arranjament de camins de desembosc (47 m/ha)	0,0121

procés de transformació és de 80 km fins a la serradora i de 40 km per a la producció de biomassa per a energia, valors mitjans que es poden utilitzar en cas de no conèixer la destinació final del producte.

Emissions per combustió dels productes de cicle de vida curt

De la biomassa aèria en sec, exclosa la capçada que es queda al sòl, podem obtenir diferents productes: biomassa per a energia, fusta per a serra de qualitat baixa i mitjana, destinada a embalatges i palets, i fusta de qualitat alta destinada a estructures i altre material de vida superior a 30 anys (figura 4). Segons el tipus de bosc (masses joves, adultes, amb proporció de fusta de majors o menors dimensions) i tractament aplicat, s'obté una quantitat determinada de cada tipus de producte (taula 8). El carboni fixat en aquests productes pot emetre's de nou a l'atmosfera en pocs anys si el tipus de producte obtingut té un cicle de vida curt i no es recicla. La biomassa de producte es passarà a carboni i seran emissions de CO_2 d'acord amb la conversió corresponent de 3,67 tCO_2/tC.

En aquesta metodologia s'ha considerat un retorn del 100% de CO_2 per a la fusta que es destina a energia i un valor inferior per a la fusta de serra destinada a palet i embalatge, tenint en compte un factor de rotació del producte, utilitzat en múltiples cicles o rotacions en la distribució (Agència de Residus de Catalunya, 2006). En aquest darrer cas s'ha considerat un factor de reciclatge (Fr) del 25%, tenint en compte el compliment de la normativa de reciclatge europea.

tCO_2 emissions productes = ((BM + BC) x FC x (% fusta per a energia + (% fusta de serra per a palets i embalatges) * (1-Fr)) x 3,67 tCO_2/tC

On:

BM: biomassa tronc sense capçada
BC: biomassa escorça
FC: percentatge en pes de carboni contingut en la matèria seca segons espècie
Fr: Factor reciclatge

En la taula 8 es representen els diferents productes que poden obtenir-se segons el tipus de tractament silvícola efectuat i la qualitat dels

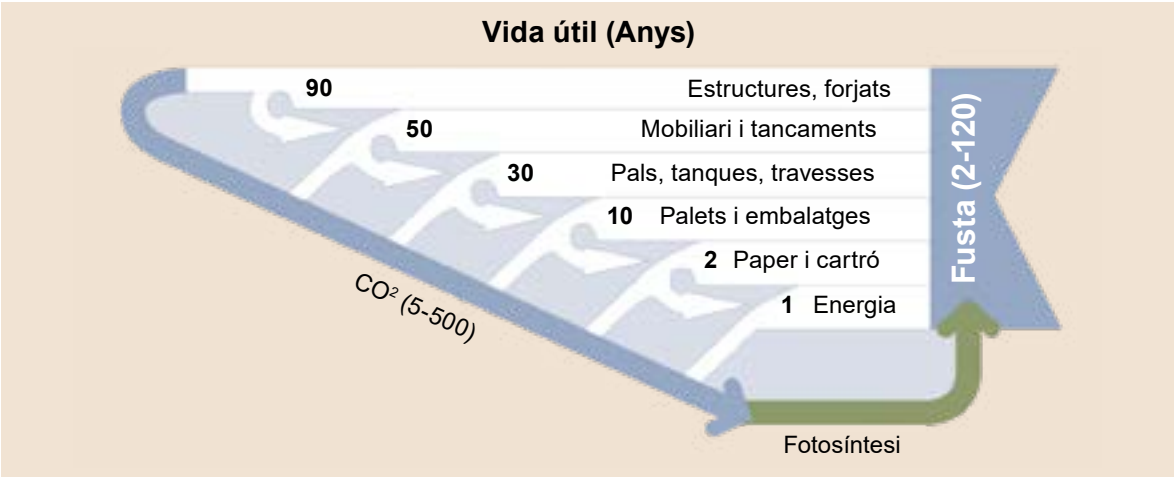


Figura 4. Vida útil dels productes forestals. Font: Correal *et al.* (2017).

Taula 8. Percentatge de productes a obtenir segons la tipologia de tractaments forestals

% Producte comercial obtingut amb els tractaments ORGEST	% productes de vida útil llarga (>30 anys): estructures, mobiliari, tanques, pals, travesses	% productes vida mitjana (<10 anys): palets i embalatges	% productes vida curta (< 2 anys): paper, cartró i energia
GR - Regulació competència planço-neda/rebrotada	0	0	0
GR - Regulació competència pinedes joves (<30 anys)	0	20	80
GR - Regulació competència pinedes adultes - Aclarides amb productes baixa qualitat	10	40	50
GR - Regulació competència pinedes adultes - Aclarides amb productes alta qualitat	30	50	20
GR - Regulació competència fulloses/ quercínies - productes baixa qualitat	0	0	100
GR - Regulació competència fulloses/ quercínies - productes alta qualitat	40	0	60
GI - Regulació competència pinedes (tallades selectives)	20	50	30
GI - Regulació competència fulloses/ quercínies (tallades selectives)	30	0	70
Silvicultura de torns llargs i regenera-ció regular de pinedes	40	50	10
Silvicultura de torns llargs en fulloses/ quercínies	40	0	60
Recuperació pastures en pinedes	20	50	30
Recuperació pastures en fulloses/ quercínies i adevesament	0	0	100

GR: tractament regular. GI:tractament irregular.
Productes de baixa i alta qualitat van lligats a les característiques de mida i conformació.

productes existents en el bosc segons l'estat i l'estructura d'aquest. Les primeres aclarides proporcionen producte de vida curta i, en la mesura que la massa és més adulta, podem obtenir una major proporció de fusta de serra per a estructures que ajuden a emmagatzemar més temps el CO_2 no emès a l'atmosfera.

CÀPSULA 3. EMISSIONS DE DIÒXID DE CARBONI EVITADES

En aquesta càpsula s'inclouen, d'una banda, les emissions evitades a causa d'una millora de l'estructura de la massa que redueix la gravetat o intensitat dels incendis forestals, que deixa d'emetre una part del combustible fi de l'estoc existent en un moment determinat. Per a les zones incloses en àrees estratègiques de prevenció d'incendis (PEG/AFG, altres) establertes en plans a escala de paisatge, també es poden comptabilitzar les emissions evitades d'acord amb la funció preventiva de grans incendis forestals d'aquestes infraestructures. D'altra banda, es consideren les emissions evitades de l'ús de l'energia fòssil o de l'ús de materials no renovables quan són substituïts per biomassa o fusta.

$$\mathbf{tCO_{2\ evitades}} = tCO_{2\ \text{evitades en la prevenció d'incendis}} + tCO_{2\ \text{evitades per substitució}}$$

Emissions evitades en la prevenció d'incendis del rodal on s'ha actuat

Els grans incendis forestals a Catalunya presenten unes emissions mitjanes (2006-2015) de 56.000 tCO_2 any^{-1} i són un agent modelador essencial dels paisatges culturals mediterranis (Balde i Vega-García, 2019). Actualment la majoria de les ignicions són causades per les activitats antròpiques, i un nombre reduït que escapa de l'atac inicial i es propaga en condicions meteorològiques extremes és responsable de la major part de l'àrea cremada (Rodrigues *et al.,* 2019). Les emissions esperables de CO_2 en incendis forestals (tCO_2 ha^{-1} any^{-1}) es poden determinar a partir de la (i) probabilitat de crema i (ii) dels efectes més probables del foc en el rodal afectat (Alcasena *et al.,* 2021).

Per determinar la **probabilitat anual de crema** resulta imprescindible simular el comportament i la propagació de milers d'incendis forestals (≥10.000 anys) a escala de paisatge. A aquest efecte s'ha emprat l'algoritme *minimum travel time* (MTT) (Finney, 2002), que va ser calibrat a 150 m de resolució per replicar la distribució d'incendis (àrees cremades) observada durant el període de 1998 a 2015 (Alcasena *et al.,* 2018). En la simulació d'incendis es consideren els escenaris meteorològics observats més freqüents (p. e., condicions sinòptiques) en cada macroàrea (p. e., zona de règim diferenciat d'incendis) i una distribució d'ignicions sobre la base de models d'ocurrència (p. e., probabilitat d'ignició). En sobreposar l'àrea cremada dels perímetres simulats es pot calcular la freqüència amb la qual es crema cada rodal (o píxel) en el paisatge, que en dividir-lo pel nombre d'anys simulats ens proporciona la probabilitat anual de crema. Els resultats de probabilitat anual de crema es poden presentar com un valor entre 0 i 1, o un període mitjà de recurrència a l'àrea cremada (p. e., = 0,04, T = 25 anys). Per possibilitar l'ús d'aquest paràmetre en la metodologia presentada aquí, s'ha confeccionat un mapa amb la probabilitat anual de crema per a tot Catalunya (figura 5).

Per **calcular els efectes o les emissions derivades d'un incendi** hi ha nombrosos procediments depenent de l'escala d'aplicació i la dificultat d'obtenció dels valors d'entrada per als càlculs. Primer s'ha de determinar la biomassa disponible, després el consum de biomassa (*fuel consumption* o eficiència de crema) per a cada píxel o rodal, i, finalment, s'aplica un factor d'emissió que relaciona els grams emesos d'un gas (CO_2) per quilogram de matèria seca consumida (ms). Normalment no és possible disposar de dades de tots els compartiments combustibles per a un model de combustible d'un rodal determinat, tret que es facin mostrejos destructius, per la qual cosa han d'aplicar-se altres procediments més adequats per a escales regionals. A escala de rodal, la matèria seca hauria de presentar-se en t ha^{-1} per cada una de les fraccions (p. e., fi, mitjà, gruix mort, matèria

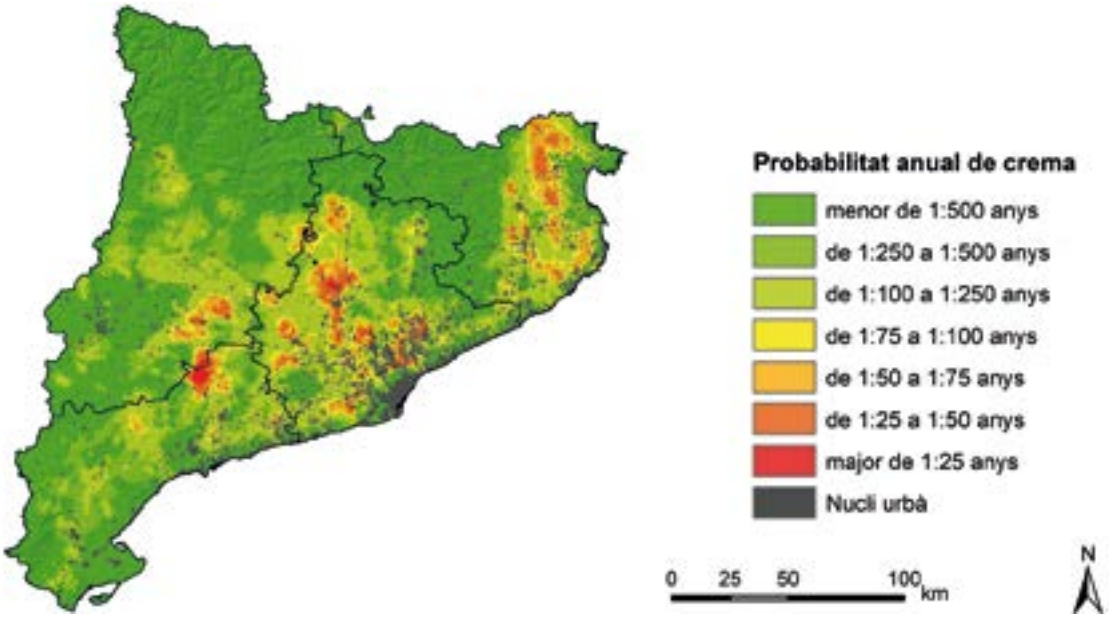


Figura 5. Mapa de probabilitat anual de crema. Font: Alcasena *et al.* (2018).

orgànica del sòl, herbàcies, matoll) tipificades en el model de combustible corresponent. El consum o eficiència es pot determinar amb models a partir de les condicions de crema (humitat del combustible per a cada fracció) (Prichard *et al.,* 2017) o emprant funcions de resposta que estimen el consum en rodal o píxel sobre la base de la longitud de flama obtinguda en les simulacions (Ager *et al.*, 2010).

En la nostra metodologia, per a tot Catalunya, la fracció de combustible que es crema s'obté a partir de ràtios publicades de factors de combustió o percentatges de biomassa consumida corresponents a classes de vegetació típiques de l'entorn mediterrani (De Santis *et al.,* 2010) i les classes d'intensitat o gravetat del foc (*fire severity*) obtingudes en les simulacions a partir de la cartografia de longitud condicional de flama (CFL, per la sigla en anglès) (taula 9).

A escala de rodal, caldrà conèixer el valor de la biomassa aèria existent i aplicar els factors de combustió per a la intensitat corresponent i el factor d'emissió mitjà de CO_2 pertanyent al tipus de vegetació. Finalment, caldrà aplicar els factors d'emissió extrets de la bibliografia per a formacions mediterrànies (taula 9), convertits des de gCO_2/kg ms a tCO_2/t ms per facilitar els càlculs en unitats de mesura forestals (Clinton *et al.,* 2006, 1396-1580 g/kg^{-1}).

Taula 9. Factors de combustió en funció de la intensitat esperada (De Santis *et al.,* 2010) **i factors d'emissió de CO_2** (Miranda *et al.,* 2005), **segons tipus de vegetació**

Tipus de vegetació	**Factor de combustió (FComb)** (% biomassa consumida)				Factor emissió CO_2 (FE) (tCO_2tms^{-1})
	Classe d'intensitat del foc *(fire severity)*				
	Baixa (CFL < 1,2 m)	Mitjana (CFL = 1,2-2,4 m)	Alta (CFL = 2,4-3,4 m)	Molt alta (CFL => 3,4 m)	
Matoll	0,71	0,84	0,89	0,95	1,477
Coníferes	0,25	0,47	0,56	0,65	1,627
Fulloses	0,25	0,40	0,48	0,56	1,393

Per a la definició dels escenaris de gestió i de no gestió s'han tingut en compte les consideracions següents:

En **l'escenari de no gestió**, s'assumeix que es generarà un incendi d'alta densitat sobre la biomassa aèria (BAT) existent, d'acord amb la probabilitat anual considerada. Assumim que, sense gestió, la intensitat esperada és alta per evitar la consulta espacial de la longitud de flama, ja que les simulacions s'han fet en condicions meteorològiques d'estiu (percentil 97) i per a incendis de més de 100 ha. Aquesta metodologia s'aplica a la biomassa prèvia a l'actuació, per estimar el que es cremaria si no s'actués. És un valor conservador, ja que només considera incendis d'una certa grandària (+100 ha), que són els que produeixen més emissions, i només les emissions en forma de CO_2 (es menyspreen les emissions d'altres compostos de C com ara CO, metà, matèria particulada o carbó negre, en ordres de magnitud inferiors, per exemple, factor d'emissió de CO = 0,093 tCO/t ms).

$$\mathbf{tCO_{2\ emeses\ no\ gestió}} = (tBAT_{pretractament} \times FComb_{(intensitat\ alta)} \times FE)$$

En **l'escenari de gestió**, s'assumeix que la intensitat de l'incendi passarà d'alta a baixa intensitat, i afectarà la biomassa aèria (BAT) posttractament, calculada d'acord amb el model silvícola de referència i itineraris seleccionats. El valor d'emissions potencials del rodal es redueix a causa de la reducció a intensitat baixa deguda al tractament i de la menor biomassa disponible, però s'estima que la probabilitat de crema roman igual, ja que depèn de l'inici i propagació de focs a l'entorn del rodal, on no s'actua. Els costos de CO_2 corresponents a la realització dels tractaments ja es tenen en compte en les emissions dels treballs silvícoles.

$$\mathbf{tCO_{2\ emeses\ gestió}} = (tBAT_{posttractament} \times FComb_{(intensitat\ baixa)} \times FE)$$

Aquests valors obtinguts reflecteixen les emissions si es produís un incendi l'any pròxim, però la probabilitat de la seva ocurrència està igualment distribuïda sobre tot el període de recurrència del píxel. Per això, cal multiplicar-ho per la probabilitat anual d'incendi en aquell punt (recurrència) i pel nombre d'anys a considerar en el projecte d'evitació d'emissions. Es proposa que aquest període es correspongui amb el nombre d'anys que és efectiva la gestió en relació amb la prevenció de grans incendis, el qual s'ha estimat, de mitjana, en 8 anys, a partir de coneixement expert i coneixement generat a la xarxa de parcel·les demostratives (XPD) del CPF.

Així, l'impacte de la gestió (emissions de CO_2 evitades) serà la diferència entre les emissions probables sense gestió i les emissions probables durant els anys que l'actuació forestal sigui efectiva, en cas que es donés un incendi d'acord amb la recurrència d'incendis en aquell punt concret:

$$\mathbf{tCO_{2\ evitades\ incendis\ (rodal)}} = (tCO_{2\ emeses\ no\ gestió} - tCO_{2\ emeses\ gestió}) \times \text{Probabilitat anual de crema}_{rodal} \times 8\ \text{anys}$$

Emissions evitades en el paisatge en àrees estratègiques de prevenció d'incendis

En el cas que el rodal on s'ha actuat tingui una funció preventiva de grans incendis forestals i formi part de les infraestructures de prevenció d'incendis aprovades o recollides en diferents plans a escala de paisatge (PTGMFc, PPP, altres), a més de reduir les emissions a la mateixa parcel·la tractada, l'efecte de prevenció s'expandeix a les parcel·les del seu entorn (no tractades). Per avaluar aquest impacte addicional, es pot adaptar la metodologia descrita al

punt anterior per aplicar-la a la **zona potencialment protegida** per aquesta infraestructura. Aquest càlcul queda restringit, però, als casos en què es coneix exactament la zona que protegeix el punt estratègic de gestió, la qual requereix una delimitació acurada per part d'experts, no sempre disponible, i la infraestructura sigui prioritària.

Una possible aproximació a la delimitació de l'àrea protegida, o afectada per la infraestructura, és estimar l'efecte que té el tractament sobre el comportament del foc o sobre la probabilitat de crema de zones confrontades o «efecte ombra», que varia segons les condicions meteorològiques, la distribució de combustibles en el paisatge, l'orografia i la localització de les ignicions. Les parcel·les tractades interaccionen entre si, a causa d'un efecte sinèrgic, però la relació entre àrea tractada i reducció de probabilitat de crema no és lineal en el paisatge sinó que està influïda per la grandària/forma de les parcel·les i la seva distribució espacial. Això vol dir que és necessari l'ús de simuladors de foc per avaluar els efectes de la gestió forestal preventiva, cosa que fa inviable determinar les zones potencialment protegides per a tot Catalunya, ja que computacionalment no és possible simular milers d'incendis per a tots els rodals estratègics existents o combinacions entre aquests.

El procediment d'estimació de l'àrea protegida que proposem aquí, doncs, no està determinat per simulacions del foc *ad hoc*, sinó pel procediment proposat per Castellnou *et al.* (2019), en què es defineixen les zones protegides en l'escenari de més risc com el «polígon de potencial d'incendi que identifica una unitat espacial per a la qual s'espera que el comportament del foc sigui homogeni» i que, en qualsevol cas, requereix la delimitació per part d'experts en extinció.

A més, entenent que els punts estratègics de gestió més enllà de canviar el comportament del foc són, sobretot, oportunitats per a l'extinció, introduïm un canvi en **l'escenari de gestió** en el qual assumim que la probabilitat d'incendi en la superfície delimitada com a «zona protegida» és igual a zero durant els 8 anys en què el tractament aplicat és eficient. És a dir, que, si es gestiona un punt estratègic prioritari, l'incendi és aturat en aquell punt i no es crema l'àrea protegida per aquest, les emissions probables de l'escenari de gestió són zero.

En el cas de l'**escenari de no gestió**, la metodologia s'aplica tal com es descriu a l'apartat anterior considerant que es donarà un incendi amb una probabilitat anual igual a la del punt estratègic on s'aplica la gestió.

Per tant, les emissions evitades, si es gestiona un punt estratègic, serien:

$$\mathbf{tCO_{2\ \text{evitades incendis (punt estratègic)}}} = tCO_{2\ \text{emeses no gestió en zona protegida}} \times \text{probabilitat anual de crema}_{\text{punt estratègic}} \times 8 \text{ anys}$$

On: $\mathbf{tCO_{2\ \text{emeses no gestió zona protegida}}} = (tBAT_{\text{zona protegida}} \times FComb_{\text{(intensitat alta)}} \times FE)$

El valor de la biomassa aèria existent (BAT) a la zona protegida es pot obtenir a partir de la informació recollida en instruments d'ordenació forestal individuals o conjunts, o bé a partir dels mapes de variables biofísiques de l'arbrat de Catalunya 2015-2016 elaborats per l'ICGC i el CREAF, sobre els quals aplicarem els factors de combustió per a la intensitat alta i el factor d'emissió mitjà de CO_2 corresponent segons tipus de vegetació, d'acord amb la taula 8. Per evitar la consulta espacial a tipus de vegetació, es pot assumir un factor d'emissió mitjà per a qualsevol tipus de vegetació de valor 1,650 tCO_2/t, una aproximació freqüent en zones forestals a la UE (Van der Werf *et al.,* 2017). En aquest cas, també s'utilitza un factor de combustió mitjà corresponent a una intensitat alta de 0,63 (CFL=2,4-3,4 m).

Emissions per l'efecte de substitució

L'ús de productes de fusta desplaça el d'altres materials o fonts d'energia, com ara plàstics, formigó, acer o energies fòssils, que deixen més petjada de carboni. El coeficient de substitució (o desplaçament) mesura la diferència entre les emissions amb efecte d'hivernacle associades a l'ús de la fusta i d'un material diferent alternatiu. Si el coeficient és positiu vol dir que utilitzar productes de fusta genera menys petjada de carboni que utilitzar productes d'altres materials. Aquest efecte substitutiu és més o menys beneficiós segons el tipus de tractament implementat, quan comporti menys emissions en el producte final, més efecte substitutori i menys emissions durant el procés d'extracció del material del bosc (Agostini *et al.,* 2013; Martel, 2019). Amb relació a l'ús de la fusta com a combustible, la fusta emet més quantitat de CO_2 que el gas o el petroli per produir la mateixa quantitat de calor, però, en canvi, per obtenir-la s'emet menys quantitat d'aquest CO_2.

Valada *et al.* (2016) van desenvolupar una anàlisi de 51 estudis comparatius de productes de fusta amb productes de funció equivalent fabricats amb altres materials, per tal de calcular-ne els coeficients de substitució. Els autors identifiquen una gran variabilitat de resultats (entre 0,7 i 5,1 kg C/kg C), en funció de les fases de cicle de vida considerades i del material substitutiu considerat. El valor mitjà de coeficient de substitució a l'etapa de producció és de 0,8 kg C/kg C (Valada *et al.,* 2016). Altres referències de metaanàlisis sobre l'efecte de substitució de la fusta en comparació amb un altre material o combustible esmenten coeficients que van de les 0,59 fins a les 3,47 tCO_2eq/m^3 de fusta (Rüter *et al.,* 2016, Roux *et al.,* 2017).

En la metodologia aquí proposada, a partir de l'estudi de Gómez (2020) i l'estimació de l'efecte de substitució segons el segell «Bas Carbone» (CNPF, 2019, basada en Valada, 2016), s'ha adaptat el volum a tones de producte a partir d'un cicle de vida de 150 anys. A partir de la fórmula de Sathre i O'Connor (2010), comparant les emissions dels productes no renovables amb els de fusta i tenint en compte els valors del cicle de vida del pi roig, assimilables a la resta de coníferes, s'obtenen els factors següents:

- **0,876 tCO_2** per tona de producte per **energia** en substitució de gasoil,
- **0,599 tCO_2** per tona de **producte de palet** en substitució del palet de plàstic d'un sol ús, i
- **1,069 tCO_2** per tona de **producte estructural** en substitució de la biga de formigó armat.

L'índex es calcula tenint en compte tant les emissions que genera el producte de fusta com les emissions del producte substituït, i es resta el que es genera del que s'evita. En el cas de l'estella i el gasoil, tot el carboni contingut en aquests materials s'allibera a l'atmosfera durant la combustió i dins del període d'anàlisi (100 anys). En el cas dels palets, això depèn de l'escenari de fi de vida aplicat. En el cas de la fusta, es considera que un 38% del producte es porta a abocament i un 32% més s'incinera; per tant, el 70% del C tornarà a l'atmosfera en el període d'estudi considerat (100 anys). En el cas del plàstic, es considera 45% per incineració i, per tant, només el 45% del C torna a l'atmosfera (el 55% restant s'aboca i, per tant, el C contingut no arriba a l'atmosfera en el període de 100 anys).

ANNEXOS

Taules de balanços de segrest de carboni de la gestió forestal, segons models de referència ORGEST i models de no gestió, per a les principals espècies forestals.

Taula del carboni fixat en plantacions.

Taula 1. Balanç de segrest de carboni segons gestió i no gestió pels boscos de pi roig

Espècie principal	QE	Model ORGEST	Itinerari	Balanç de Carboni (t/ha/any)		
				Gestió Model ORGEST	Model no gestió	Gestió - No gestió
Pinus sylvestris	A	Ps01	Aclarida plançoneda	3,55	2,68	0,87
Pinus sylvestris	A	Ps01	Aclarida selectiva (I)	4,36	2,91	1,45
Pinus sylvestris	A	Ps01	Aclarida selectiva (II)	3,13	2,60	0,54
Pinus sylvestris	A	Ps01	Aclarida selectiva (III)	2,63	2,09	0,54
Pinus sylvestris	A	Ps01	Aclarida selectiva (IV)	2,14	1,59	0,55
Pinus sylvestris	A	Ps01	Tallada preparatòria	0,07	0,01	0,06
Pinus sylvestris	A	Ps01	Tallada disseminatòria	0,11	-0,11	0,22
Pinus sylvestris	A	Ps01	Tallada final	0,52	-0,39	0,91
Pinus sylvestris	A	Ps02	A. plançoneda	2,36	2,16	0,20
Pinus sylvestris	A	Ps02	A. baixa (I)	3,94	3,02	0,92
Pinus sylvestris	A	Ps02	A. baixa (II)	3,48	2,68	0,80
Pinus sylvestris	A	Ps02	A. baixa (III)	2,67	1,43	1,24
Pinus sylvestris	A	Ps02	A. baixa (IV)	1,94	-1,01	2,95
Pinus sylvestris	A	Ps02	T. preparatòria	-0,12	-0,14	0,02
Pinus sylvestris	A	Ps02	T. disseminatòria	-0,14	-0,16	0,02
Pinus sylvestris	A	Ps02	T. final	-0,03	-0,14	0,11
Pinus sylvestris	A	Ps03	Aclarida plançoneda	2,71	2,31	0,41
Pinus sylvestris	A	Ps03	A. baixa (I)	3,86	3,05	0,81
Pinus sylvestris	A	Ps03	A. baixa (II)	2,78	2,57	0,21
Pinus sylvestris	A	Ps03	T. preparatòria	1,16	2,03	-0,87
Pinus sylvestris	A	Ps03	T. disseminatòria	-0,33	0,82	-1,14
Pinus sylvestris	A	Ps03	T. final	0,05	-0,03	0,08
Pinus sylvestris	A	Ps04	Tallada selectiva	2,02	0,70	1,32
Pinus sylvestris	A	Ps05	T. selectiva	2,16	0,70	1,46
Pinus sylvestris	A	Ps07	A. plançoneda	3,78	2,73	1,05
Pinus sylvestris	A	Ps07	A. baixa (I)	4,24	2,82	1,41
Pinus sylvestris	A	Ps07	A. baixa (II)	4,25	2,37	1,88
Pinus sylvestris	A	Ps07	A. baixa (IV)	2,82	1,78	1,03
Pinus sylvestris	A	Ps07	A. baixa (V)	1,71	-0,58	2,30
Pinus sylvestris	A	Ps07	T. preparatòria	0,16	-0,15	0,32
Pinus sylvestris	A	Ps07	T. disseminatòria	-0,20	-0,19	-0,01
Pinus sylvestris	A	Ps07	T. final	0,51	-0,26	0,77
Pinus sylvestris	B	Ps08	Aclarida plançoneda	1,83	1,84	-0,01
Pinus sylvestris	B	Ps08	A. selectiva (I)	1,89	1,88	0,01
Pinus sylvestris	B	Ps08	A. selectiva (II)	1,20	-0,66	1,86
Pinus sylvestris	B	Ps08	A. selectiva (III)	1,12	-0,72	1,84
Pinus sylvestris	B	Ps08	T. preparatòria	-0,30	-0,06	-0,24
Pinus sylvestris	B	Ps08	T. disseminatòria	0,07	-0,09	0,15
Pinus sylvestris	B	Ps08	T. final	0,49	-0,45	0,95
Pinus sylvestris	B	Ps09	A. plançoneda	1,37	1,51	-0,14
Pinus sylvestris	B	Ps09	A. baixa (I)	1,82	1,91	-0,09
Pinus sylvestris	B	Ps09	A. baixa (II)	1,30	-0,07	1,37
Pinus sylvestris	B	Ps09	T. preparatòria	0,27	-0,26	0,53
Pinus sylvestris	B	Ps09	T. disseminatòria	-0,07	-0,30	0,23
Pinus sylvestris	B	Ps09	T. final	0,05	-0,02	0,07
Pinus sylvestris	B	Ps10	T. selectiva	1,13	0,76	0,37
Pinus sylvestris	B	Ps11	A. plançoneda	2,07	1,35	0,72
Pinus sylvestris	B	Ps11	A. baixa	1,87	1,44	0,43
Pinus sylvestris	B	Ps11	A. baixa	1,69	1,33	0,36
Pinus sylvestris	B	Ps11	A. baixa	1,08	-0,19	1,27
Pinus sylvestris	B	Ps11	T. preparatòria	-0,11	-0,09	-0,02
Pinus sylvestris	B	Ps11	T. disseminatòria	0,04	-0,08	0,12
Pinus sylvestris	B	Ps11	T. final	0,29	-0,41	0,70
Pinus sylvestris	C	Ps13	Aclarida plançoneda	0,87	0,81	0,05
Pinus sylvestris	C	Ps13	A. selectiva (I)	0,90	0,91	-0,01
Pinus sylvestris	C	Ps13	A. selectiva (II)	0,66	0,73	-0,07
Pinus sylvestris	C	Ps13	A. selectiva (III)	0,59	-0,70	1,29
Pinus sylvestris	C	Ps13	T. preparatòria	0,14	-0,06	0,20
Pinus sylvestris	C	Ps13	T. disseminatòria	0,11	-0,06	0,17
Pinus sylvestris	C	Ps13	T. final	0,14	-0,54	0,67
Pinus sylvestris	C	Ps14	T. selectiva	0,55	0,33	0,23
Pinus sylvestris	C	Ps15	Aclarida plançoneda	0,87	0,70	0,17
Pinus sylvestris	C	Ps15	A. baixa (I)	0,67	0,80	-0,13
Pinus sylvestris	C	Ps15	A. baixa (II)	0,76	0,81	-0,05
Pinus sylvestris	C	Ps15	A. baixa (III)	0,68	-0,55	1,23
Pinus sylvestris	C	Ps15	T. preparatòria	0,16	-0,06	0,22
Pinus sylvestris	C	Ps15	T. disseminatòria	-0,02	-0,08	0,05
Pinus sylvestris	C	Ps15	T. final	0,03	-0,46	0,49

Taula 2. Balanç del segrest de carboni segons gestió i no gestió pels boscos de pinassa

Espècie principal	QE	Model ORGEST	Itinerari	Balanç de Carboni (t/ha/any)		
				Gestió Model ORGEST	Modelo No gestió	Gestió - No gestió
Pinus nigra	A	Pn01	Aclarida plançoneda (I)	5,28	3,37	1,91
Pinus nigra	A	Pn01	Aclarida selectiva (I)	3,51	3,23	0,28
Pinus nigra	A	Pn01	Aclarida selectiva (II)	2,44	2,68	-0,24
Pinus nigra	A	Pn01	Aclarida selectiva (III)	1,23	1,30	-0,07
Pinus nigra	A	Pn01	Tallada preparatòria	0,81	0,14	0,67
Pinus nigra	A	Pn01	Tallada disseminatòria	-0,02	0,22	-0,24
Pinus nigra	A	Pn01	Tallada final	0,63	0,06	0,57
Pinus nigra	A	Pn02	Tallada selectiva	1,71	1,38	0,33
Pinus nigra	A	Pn03	A. plançoneda	2,85	3,37	-0,52
Pinus nigra	A	Pn03	Aclarida (I)	2,62	3,08	-0,46
Pinus nigra	A	Pn03	Aclarida (II)	2,37	1,09	1,29
Pinus nigra	A	Pn03	Aclarida (III)	1,29	0,03	1,26
Pinus nigra	A	Pn03	T. preparatòria	1,01	0,10	0,91
Pinus nigra	A	Pn03	T. disseminatòria	-0,03	0,18	-0,21
Pinus nigra	A	Pn03	T. final	0,58	0,04	0,54
Pinus nigra	A	Pn04	A. plançoneda	2,83	2,73	0,09
Pinus nigra	A	Pn04	A. baixa	4,26	2,83	1,43
Pinus nigra	A	Pn04	T. preparatòria	2,67	2,32	0,35
Pinus nigra	A	Pn04	T. disseminatòria	0,56	1,25	-0,69
Pinus nigra	A	Pn04	T. final	0,00	0,28	-0,28
Pinus nigra	A	Pn05	T. selectiva	1,59	1,38	0,21
Pinus nigra	B	Pn06	A. plançoneda	2,62	1,79	0,83
Pinus nigra	B	Pn06	A. baixa (I)	1,98	1,24	0,74
Pinus nigra	B	Pn06	A. baixa (II)	0,75	-0,13	0,87
Pinus nigra	B	Pn06	A. baixa (III)	0,05	-0,15	0,21
Pinus nigra	B	Pn06	T. preparatòria	-0,11	0,06	-0,17
Pinus nigra	B	Pn06	T. disseminatòria	0,15	0,09	0,07
Pinus nigra	B	Pn06	T. final	0,54	-0,03	0,57
Pinis nigra	B	Pn07	T. selectiva	1,41	0,82	0,58
Pinus nigra	C	Pn09	A. plançoneda	1,39	0,72	0,67
Pinus nigra	C	Pn09	A. baixa	1,12	0,63	0,50
Pinus nigra	C	Pn09	A. baixa	0,69	-0,05	0,74
Pinus nigra	C	Pn09	T. preparatòria	-0,02	0,08	-0,10
Pinus nigra	C	Pn09	T. disseminatòria	-0,09	0,07	-0,16
Pinus nigra	C	Pn09	T. final	0,02	-0,12	0,14

Taula 3. Balanç del segrest de carboni segons gestió i no gestió per les pinedes de pi blanc

Espècie principal	QE	Model ORGEST	Itinerari	Balanç de Carboni (t/ha/any)		
				Gestió Model ORGEST	Model no gestió	Gestió - No gestió
Pinus halepensis	A	Ph01	Aclarida plançoneda	5,55	3,86	1,69
Pinus halepensis	A	Ph01	Aclarida mixta	3,39	3,77	-0,38
Pinus halepensis	A	Ph01	Aclariba baixa (I)	1,69	1,64	0,05
Pinus halepensis	A	Ph01	Aclarida baixa (II)	0,73	-0,42	1,15
Pinus halepensis	A	Ph01	Tallada disseminatòria	-0,09	-0,09	-0,01
Pinus halepensis	A	Ph01	Tallada final	1,48	-0,01	1,48
Pinus halepensis	A	Ph02	A. plançoneda	2,85	3,77	-0,92
Pinus halepensis	A	Ph02	A. mixta	2,08	3,30	-1,23
Pinus halepensis	A	Ph02	A. baixa	1,20	-0,32	1,52
Pinus halepensis	A	Ph02	T. disseminatòria	-0,12	-0,02	-0,11
Pinus halepensis	A	Ph02	T. final	1,61	0,14	1,48
Pinus halepensis	A	Ph03	A. plançoneda	4,67	3,87	0,80
Pinus halepensis	A	Ph03	A. mixta	3,51	3,62	-0,10
Pinus halepensis	A	Ph03	T. disseminatòria	-0,39	0,65	-1,04
Pinus halepensis	A	Ph03	T. final	1,41	-0,06	1,47
Pinus halepensis	B	Ph05	A. plançoneda	2,20	1,64	0,55
Pinus halepensis	B	Ph05	A. mixta	1,28	1,49	-0,21
Pinus halepensis	B	Ph05	A. baixa	0,98	0,97	0,01
Pinus halepensis	B	Ph05	T. disseminatòria	-0,26	-0,08	-0,18
Pinus halepensis	B	Ph05	T. final	0,48	-0,07	0,54
Pinus halepensis	B	Ph06	A. plançoneda	2,08	1,64	0,43
Pinus halepensis	B	Ph06	A. mixta	1,03	1,45	-0,42
Pinus halepensis	B	Ph06	T. disseminatòria	-0,07	1,20	-1,26
Pinus halepensis	B	Ph06	T. final	0,60	0,98	-0,38

Taula 4. Balanç del segrest de carboni segons gestió i no gestió pels alzinars

Espècie principal	QE	Model ORGEST	Itinerari	Balanç de Carboni (t/ha/any)		
				Gestió Model ORGEST	Model no gestió	Gestió - No gestió
Quercus ilex	A	Qii01	Tallada selectiva	1,28	0,51	0,77
Quercus ilex	A	Qii02	Selecció de tanys	2,15	1,26	0,88
Quercus ilex	A	Qii02	Tallades de regeneració	3,81	1,09	2,72
Quercus ilex	A	Qii03	Selecció de tanys	2,74	1,22	1,52
Quercus ilex	A	Qii03	Aclarida (I)	3,84	1,18	2,66
Quercus ilex	A	Qii03	Aclarida (II)	0,50	-0,98	1,48
Quercus ilex	A	Qii03	T. regeneració	3,85	-0,14	4,00
Quercus ilex	B	Qii04	Tallada selectiva	0,76	0,20	0,56
Quercus ilex	B	Qii05	Selecció de tanys	1,30	0,32	0,98
Quercus ilex	B	Qii05	T. regeneració	2,40	-0,21	2,62
Quercus ilex	B	Qii06	Selecció de tanys	0,99	0,32	0,66
Quercus ilex	B	Qii06	Aclarida (I)	3,82	-0,21	4,03
Quercus ilex	B	Qii06	Aclarida (II)	0,46	-0,51	0,96
Quercus ilex	B	Qii06	T. regeneració	2,46	-0,17	2,62
Quercus ilex	C	Qii07	Selecció de tanys	0,92	-0,34	1,26
Quercus ilex	C	Qii07	Aclarida (I)	1,08	-0,20	1,27
Quercus ilex	C	Qii07	Aclarida (II)	0,82	-0,26	1,09
Quercus ilex	C	Qii07	T. regeneració	0,57	-0,16	0,73

Taula 5. Carboni fixat per espècie i períodes temporals de les plantacions

Espècie	CO_2 fixat per períodes (t CO_2/arbre)														
	Any10	Any15	Any20	Any25	Any30	Any35	Any40	Any45	Any50	Any55	Any60	Any65	Any70	Any75	Any80
Abies alba	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,10	0,13	0,16	0,20	0,24	0,29
Acer campestre	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,36	0,48	0,62	0,77	0,94	1,13	1,33	1,54	1,77
Acer monspessulanum	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,31	0,42	0,53	0,66	0,80	0,95	1,11	1,29	1,47
Acer opalus	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,35	0,46	0,59	0,73	0,89	1,06	1,24	1,43	1,63
Alnus glutinosa	0,00	0,03	0,08	0,16	0,27	0,41	0,58	0,79	1,01	1,27	1,56	1,87	2,21	2,57	2,97
Arbutus unedo	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,83	0,99	1,15	1,32	1,51
Betula pendula	0,01	0,02	0,04	0,08	0,12	0,18	0,24	0,32	0,41	0,50	0,61	0,72	0,84	0,97	1,11
Castanea sativa	0,02	0,07	0,15	0,27	0,42	0,60	0,82	1,07	1,36	1,67	2,02	2,40	2,81	3,24	3,70
Celtis australis	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,33	0,45	0,58	0,73	0,90	1,08	1,28	1,50	1,73
Corylus avellana	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,83	0,99	1,16	1,34	1,53
Cupressus sempervirens	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,11	0,14	0,17	0,21	0,26	0,30	0,36
Eucalyptus globulus	0,03	0,13	0,32	0,61	1,03	1,61	2,35	3,30	4,46	5,86	7,53	9,51	11,80	14,46	17,50
Fagus sylvatica	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,14	0,18	0,23	0,29	0,35	0,41	0,49
Fraxinus angustifolia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,37	0,50	0,64	0,80	0,98	1,17	1,38	1,61	1,85
Fraxinus excelsior	0,00	0,02	0,05	0,11	0,19	0,31	0,44	0,61	0,80	1,02	1,26	1,53	1,82	2,14	2,47
Ilex aquifolium	0,01	0,02	0,05	0,10	0,15	0,22	0,31	0,40	0,51	0,64	0,77	0,92	1,08	1,25	1,44
Juglans regia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,34	0,46	0,60	0,75	0,92	1,10	1,30	1,52	1,75
Juniperus communis	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,14	0,16	0,19	0,22
Juniperus oxycedrus	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,13	0,16	0,18	0,21
Juniperus phoenicea	0,00	0,01	0,02	0,04	0,05	0,08	0,10	0,12	0,15	0,18	0,22	0,25	0,29	0,33	0,37
Pinus canariensis	0,00	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,17	0,22	0,28	0,36	0,44	0,53	0,62	0,73	0,84
Pinus halepensis	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,08	0,11	0,15	0,19	0,24	0,29	0,35	0,42	0,48	0,56
Pinus nigra	0,00	0,01	0,02	0,04	0,05	0,08	0,11	0,14	0,18	0,22	0,27	0,33	0,39	0,46	0,53
Pinus pinaster	0,01	0,03	0,06	0,11	0,16	0,23	0,31	0,41	0,51	0,63	0,76	0,91	1,06	1,22	1,39
Pinus pinea	0,01	0,02	0,04	0,07	0,11	0,17	0,23	0,30	0,39	0,49	0,60	0,72	0,85	0,99	1,14
Pinus radiata	0,04	0,18	0,46	0,93	1,62	2,59	3,87	5,50	7,55	10,04	13,05	16,61	20,79	25,65	31,24
Pinus sylvestris	0,01	0,03	0,05	0,07	0,11	0,15	0,20	0,25	0,32	0,39	0,47	0,55	0,64	0,74	0,84
Pinus uncinata	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,10	0,13	0,16	0,19	0,23	0,27	0,31	0,36	0,41
Platanus hispanica	0,01	0,03	0,07	0,13	0,22	0,32	0,46	0,61	0,79	0,98	1,20	1,44	1,69	1,97	2,26
Populus alba	0,06	0,19	0,41	0,71	1,10	1,55	2,08	2,66	3,29	3,96	4,67	5,41	6,17	6,94	7,73
Populus nigra	0,04	0,14	0,29	0,51	0,78	1,10	1,48	1,90	2,37	2,88	3,42	4,00	4,59	5,21	5,85
Populus tremula	0,05	0,20	0,46	0,84	1,33	1,92	2,61	3,37	4,19	5,07	6,00	6,96	7,94	8,95	9,96
Populus x canadensis	0,05	0,17	0,35	0,59	0,89	1,23	1,61	2,02	2,46	2,92	3,40	3,88	4,38	4,88	5,38
Prunus avium	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,36	0,49	0,63	0,79	0,97	1,16	1,37	1,60	1,84
Prunus spp.	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,32	0,44	0,56	0,71	0,87	1,05	1,24	1,44	1,66
Pseudotsuga menziesii	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13	0,17	0,21	0,26	0,32	0,38	0,45
Pyrus spp.	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,22	0,31	0,41	0,53	0,66	0,81	0,97	1,14	1,33	1,53
Quercus canariensis	0,01	0,03	0,07	0,13	0,20	0,29	0,39	0,51	0,64	0,79	0,96	1,14	1,33	1,53	1,75
Quercus faginea	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13	0,17	0,22	0,27	0,32	0,38	0,44	0,51
Quercus ilex	0,00	0,01	0,02	0,04	0,06	0,09	0,12	0,16	0,21	0,26	0,32	0,38	0,45	0,53	0,61
Quercus petraea	0,01	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,16	0,22	0,28	0,34	0,42	0,51	0,60	0,70	0,81
Quercus pubescens	0,00	0,01	0,03	0,05	0,07	0,11	0,15	0,20	0,26	0,33	0,40	0,48	0,57	0,67	0,78
Quercus pyrenaica	0,00	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,17	0,23	0,30	0,38	0,47	0,58	0,69	0,82	0,96
Quercus robur	0,00	0,02	0,04	0,08	0,14	0,21	0,30	0,40	0,52	0,65	0,81	0,98	1,16	1,36	1,58
Quercus suber	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09	0,12	0,15	0,18	0,22	0,25	0,29
Salix alba	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,36	0,48	0,62	0,78	0,96	1,15	1,36	1,58	1,82
Salix atrocinerea	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,84	1,00	1,17	1,35	1,54
Salix caprea	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,34	0,46	0,58	0,72	0,88	1,04	1,22	1,41	1,61
Sorbus aria	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,57	0,71	0,86	1,02	1,20	1,39	1,59
Sorbus aucuparia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,34	0,45	0,58	0,71	0,87	1,03	1,21	1,39	1,59
Sorbus domestica	0,01	0,03	0,06	0,11	0,18	0,26	0,35	0,45	0,57	0,70	0,85	1,00	1,16	1,34	1,53
Sorbus torminalis	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,25	0,35	0,47	0,60	0,76	0,93	1,11	1,31	1,53	1,76
Tilia cordata	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,32	0,44	0,57	0,73	0,90	1,10	1,32	1,55	1,81
Ulmus minor	0,01	0,03	0,08	0,15	0,25	0,37	0,51	0,68	0,87	1,08	1,31	1,55	1,82	2,10	2,39

Referències

Agència de Residus de Catalunya (ARC). 2006. Guia de bones pràctiques per al reciclatge i la recuperació de palets i embalatges de fusta. Dipòsit legal B-49146-2006.

Ager, A. A.; Finney, M. A.; McMahan, A. J.; Cathcart, J. 2010. Measuring the effect of fuel treatments on forest carbon using landscape risk analysis. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10: 2515-2526.

Agostini, A.; Giuntoli, J.; Boulamanti, A. 2013. Carbon accounting of forest bioenergy. JRC scientific and policy reports, EU 2014.

Alcasena, F. J.; Ager, A. A.; Salis, M.; Day, M. A.; Vega-Garcia, C. 2018. Optimizing prescribed fire allocation for managing fire risk in central Catalonia. *Sci. Total Environ*, 4, 872-885.

Alcasena, F.; Rodrigues, M.; Gelabert, P.; Ager, A.; Salis, M.; Ameztegui, A.; Cervera, T.; Vega-García, C. 2021. Fostering Carbon Credits to Finance Wildfire Risk Reduction Forest Management in Mediterranean Landscapes. *Land*, (10) 10: 1104. https://doi.org/10.3390/land10101104

Ameztegui, A.; Torné, G. 2020. Capacitat d'emmagatzematge de carboni de les principals espècies forestals de Catalunya. Informe intern LIFE CLIMARK. 8 pàg.

Ameztegui, A.; Rodrigues, M.; Granda, V. Uncertainty of biomass stocks in Spanish forests: a comprehensive comparison of allometric equations. Presentat.

Andrews, P. L.; Heinsch, F. A.; Schelvan, L. 2011. How to generate and interpret fire characteristics charts for surface and crown fire behavior. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-253. Fort Collins, CO: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 40 pàg.

Balde, B.; Vega-García, C. 2019. Estimación de emisiones de GEI y sus trayectorias en grandes incendios forestales en Cataluña, España. *Madera y Bosques*, 25, e2521764.

Banqué, M.; De Cáceres, M.; García-Valdés, R.; Martínez-Vilalta, J.; Valentín, J.; Vayreda, J. 2020. FOREStime. Canvi dels serveis ecosistèmics dels boscos de Catalunya al llarg dels darrers 25 anys (període 1990-2014). CREAF-OCCC-CTFC.

Beltrán, M.; Vericat, P.; Piqué, M.; Cervera, T. 2012. Models de gestió per als boscos de pinassa (*Pinus nigra Arn.*): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. 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.

Beltrán, M.; Vericat, P.; Piqué, M.; Cervera, T. 2011. Models de gestió per als boscos de pi blanc (*Pinus halepensis L.*): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. 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.

Castellnou, M.; Prat-Guitart, N.; Arilla, E., *et al.* 2019. Empowering strategic decision-making for wildfire management: avoiding the fear trap and creating a resilient landscape. **Fire ecol**,15, 31. https://doi.org/10.1186/s42408-019-0048-6

Centre National de la Propriété Forestière (CNPF). 2019. Label Bas Carbone. Méthode conversion de taillis en futaie sur souches. Versió de 18/04/2019.

Clinton, N. E.; Gong, P.; Scott, K. 2006. Quantification of pollutants emitted from very large wild land fires in Southern California, USA. *Atmospheric Environment*, 40: 3686-3695.

Correal, E.; Labèrnia, C. 2017. Ús responsable dels productes fusters en elements urbans. Ajuntament de Barcelona.

De Santis, A.; Asner, G. P.; Vaughan, P. J.; Knapp, D. E. 2010. Mapping burn severity and burning

efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114(7): 1535-1545. doi: 10.1016/j.rse.2010.02.008

Departament de Territori i Sostenibilitat. 2001. Guia de càlcul d'emissions de gasos amb efecte d'hivernacle (GEH). Generalitat de Catalunya.

FAO i Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marina de España. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe nacional. España. FAO Departamento Forestal.

Gómez, M. 2020. Anàlisi de cicle de vida de productes de fusta derivats de diferents pràctiques de gestió forestal.

Gràcia, C.; Burriel, J. A.; Ibàñez, J.; Mata, T.; Vayreda, J. 2004. Inventari ecològic i forestal de Catalunya. Mètodes. Bellaterra: CREAF. ISBN: 84-932860-2-8.

Gràcia, C.; Sabaté, S.; Vayreda, J.; Sebastià, T.; Savé, R.; Alonso, M.; Vidal, M. 2010. Embornals. A: Segon informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. Llebot, J. E. Institut d'Estudis Catalans i Generalitat de Catalunya. 1152 pàg.

Gundersen, P.; Thybring, E.; Nord-Larsen, T.; Vesterdal, L.; Nadelhoffer, K. J.; Johannsen, V. K. 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature*, 591(7851): E21, DOI: 10.1038/s41586-021-03266-z

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

IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Elaborat pel National Greenhouse Gas Inventories Program. 2006. Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. (eds). Publicat per IGES, Japó.

Jandl, R. 2001. Secuestro de carbono en bosques. El papel del suelo. Taller Internacional sobre secuestro de carbono. IUFRO-RIFALC, Mérida, Veneçuela.

Le Quéré, C.; Raupach, M. R.; Canadell, J. G. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, DOI: 10.1038/ngeo689

Long, J. 1985. A practical approach to density management. *Forest Chronicles*, 61: 23-27.

Luyssaert, S.; Schulze, E. D.; Börner, A.; Knohl, A.; Hessenmöller, D.; Law, B. E.; Ciais, P.; Grace, J. 2008: *Old-growth forests as global carbon sinks*. Nature, 455: 213-215.

Martel, S. 2019. Gestion, âge, CO_2 – que nous apprennent de récentes publications? [Management, age, CO_2 – what can we learn from recent publications?] *Forêt Entreprise*, 245: 59-61.

Martínez, E.; Alonso, L. 2015. Primeras experiencias en la cuantificación de la huella de carbono asociada a tratamientos silvícolas de mejora y prevención de incendios en montes mediterráneos en la provincia de Alicante. *Revista Montes*, 120: 6-11.

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

Mayor X.; Rodà, F. 1993. Growth response of holm oak (*Quercus ilex* L.) to commercial thinning in the Montseny mountains (NE Spain).

Miranda, A. I.; Borrego, C.; Sousa, M.; Valente, J.; Barbosa, P.; Carvalho, A. 2005. Model of Forest Fire Emissions to the Atmosphere. Deliverable D252 of SPREAD Project (EVG1- CT-2001-00043). Department of Environmentand Planning, University of Aveiro AMB-QA- 07/2005, Aveiro, Portugal. 48 pàg.

Montero, G.; Cañellas, I.; Ruiz-Peinado, R. 2001. Growth and Yield Models for *Pinus halepensis Mill. Invest. Agr.: Sist. Recur. For*, 10(1).

Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles. Monografías INIA: Serie Forestal. Ministerio de Educación y Ciencia.

Naaburs, J.; Lindner, M.; Verkerk, P. J.; Gunia, K.; Deda, P.; Michalak, R.; Grassi, G. 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change*, 1-5.

Nabuurs, J.; Delacote, P.; Ellison, D.; Hanewinkel, M.; Hetemäki, L.; Lindner, M. 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. (V8). DOI - 10.3390/f8120484

Nicholas, E.; Clinton, G. P.; Scott, K. 2006. Quantification of pollutants emitted from very large wild land fires in Southern California, USA. *Atmospheric Environment*, 40: 3686-3695.

Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, 44: 322-331.

Palahí, M.; Grau, J. 2003. Site index model and individual-tree growth and mortality models for black pine (*Pinus nigra Arn.*) in Catalonia (Spain). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12(1): 137-148.

Palahí, M.; Tomé, M.; Pukkala, T.; Trasobares, A.; Montero, G. 2004. Site Index Model for *Pinus sylvestris* in north-east Spain. *Forest Ecology and Management*, 187(1): 35- 47.

Piqué, M.; Vericat, P.; Cervera, T.; Baiges, T.; Farriol, T. 2011. Tipologies forestals arbrades. Sèries: 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.

Piqué, M.; Vericat, P.; Beltrán, M. 2017. «Resource communication. ORGEST: Regional guidelines and silvicultural models for sustainable forest management». *Forest Systems,* 26 (2).

Porras, D.; Antón, A.; Savé, R. (no publicat). Actualización de la metodología de impacto ambiental de los bosques mediterráneos gestionados según los criterios ORGEST. Institut de Recerca i Teconologia Agroalimentàries. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Porras, D.; Rabascall, X.; Cervera, T. 2015. Capacidad de sumidero de carbono de los modelos multifuncionales ORGEST. Document intern LIFE DEMORGEST.

Porras, D.; Rabascall, X.; Cervera T. 2017. Efectes de la gestió forestal sobre la capacitat d'embornal de carboni dels boscos catalans. *Revista Silvicultura, 73*. Centre de la Propietat Forestal.

Prichard, S. J.; Kennedy, M. C.; Wright, C. S.; Cronan, J. B.; Ottmar, R. D. 2017. Predicting forest floor and woody fuel consumption from prescribed burns in southern and western pine ecosystems of the United States. *Forest Ecology and Management*, 405: 328-338.

Rodrigues, M.; Alcasena, F.; Vega-García, C. 2019. Modeling initial attack success of wild fire suppression in Catalonia, Spain. *Sci. Total Environ*, 2: 323.

Rodríguez, J.; Juanati, C.; Piqué, M.; Tolosana, E. 2005. Tècniques de desembosc en l'aprofitament forestal. Condicionants, mitjans i recomanacions. Exemple a Catalunya. Centre de la Propietat Forestal. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya.

Roux, A.; Dhôte, J.-F. (coords.), Achat, D.; Bastick, C.; Colin, A.; Bailly, A.; Bastien, J.-C.; Berthelot, A.; Bréda, N.; Caurla, S.; Carnus, J. M.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Leban, J. M.; Lobianco, A.; Loustau, D.; Meredieu, C.; Marçais, B.; Martel, S.; Moisy, C.; Pâques, L.; Picart-Deshors, D.; Rigolot, E.; Saint-André, L.; Schmitt, B. 2017. *Quel rôle pour les forêts et la filière-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050. (What role can the*

French forestry and timber sector play in attenuating climate change? A study of forest obstacles and leversby 2050). Informe per al Ministeri d'Agricultura i Alimentació, INRA/IGN, 101 pàg. + 230 pàg. (Annexos).

Ruíz-Peinado, R. 2011. Los bosques y su efecto sumidero de carbono. CIFOR-INIA/IUGFS Situación actual de los bosques: retos y oportunidades. UIMP. Santander.

Ruíz-Peinado, R.; Del Rio M.; Montero, G. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest systems*, 20(1): 176-188.

Ruíz-Peinado, R.; Montero, G.; Del Rio, M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest systems*, 21(1): 42-52.

Rüter, S.; Werner, F.; Forsell, N.; Prins, C.; Vial, E.; Levet, A. L. 2016. Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Clim Wood2030. Final Report, Thünen Report 42, Braunschweig, Alemanya. http://dx.doi.org/doi:10.3220/REP1468328990000.

Sathre, R.; O'Connor, J. 2020. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13(2): 104-114.

Stephenson, N. L., et al. 2014. *Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. Nature*, 507: 90-93.

Valada, T.; Cardellini, G.; Vial, E.; Levet, A. L.; Muys, B.; Lamoulie, J.; Hurel, C.; Privat, F.; Cornillier, C.; Verbist, B. 2016. FORMIT Project - Deliverable 3.2 - LCA and Mitigation Potential from Forest Products. (FP7-311970).

Van der Werf, G. R.; Randerson, J. T.; Giglio, L.; Van Leeuwen, T. T.; Chen, Y.; Rogers, B. M.; Mu, M.; Van Marle, M. J. E.; Morton, D. C.; Collatz, G. J.; Yokelson, R. J.; Kasibhatla, P. S. 2017. Global fire emissions estimates during 1997-2016. *Earth Syst. Sci. Data*: 9, 697-720. https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017

Vayreda, J.; Martínez-Vilalta, J.; Gracia, M.; Retana, J. 2012. Forest structure and management interact with recent changes in climate to determine the current forest carbon stock in Peninsular Spain. Global Change. *Biology*, 18: 1028-1041.

Vericat, P.; Beltrán, M.; Piqué, M. 2014. Competition and productivity of Mediterranean Pinus species in mixed forests: basing a particularised silviculture. MedPine5 Conference, comunicació oral.

Wang, S.; Zhang, Y. G.; Ju, W.; Chen, J.; Ciais, P.; Cescatti, A.; Sardans, J.; Janssens, I. A.; Sardans, J.; Fernández-Martínez, M.; Penuelas, J. 2020. Recent global decline of CO_2 fertilization effects on vegetation photosynthesis. Science, DOI: 10.1126/science.abb7772

2

Impacte de la gestió forestal en els recursos hídrics

Capítol 2

Impacte de la gestió forestal en els recursos hídrics

2.1 Introducció

La relació boscos-aigua ha estat objecte d'estudi al llarg del temps en el marc de la hidrologia forestal, principalment amb l'objectiu de regular les avingudes, prevenir l'erosió i preservar la qualitat de l'aigua. No ha estat fins més recentment que s'ha posat el focus en la relació existent entre la superfície i estructura del bosc i els recursos hídrics proveïts per l'ecosistema. A Catalunya estudis successius (Gallart i Llorens, 2004; Gallart *et al.,* 2011; Gallart *et al.,* 2013) han permès constatar com els efectes combinats del canvi climàtic i l'increment d'extraccions sobre la disponibilitat d'aigua, s'han vist amplificats pels canvis d'usos del sòl vinculats a l'abandonament rural. En concret, l'expansió espontània dels boscos en antigues pastures i terres agrícoles s'assenyala com una causa important de la reducció de fins al 20-30% en l'escolament d'aigua als rius i la infiltració d'aigües subterrànies (aigua blava) observada a Catalunya els darrers 25 anys.

La gestió forestal, en reduir temporalment la coberta forestal, pot influir en la provisió d'aigua blava perquè es redueixen la intercepció i l'evapotranspiració i augmenten la infiltració i l'escolament (Yan *et al.,* 2012). Les revisions bibliogràfiques disponibles estimen un augment d'aigua blava atribuïble a les aclarides de 100-200 mm/any en l'any de l'actuació i fins a 400 mm/any en conversions permanents a pastura (García *et al.,* 2017). No obstant això, una reducció de la coberta forestal excessiva o dràstica (per exemple, a causa d'un incendi) pot comportar un augment de l'erosió amb la conseqüent pèrdua de qualitat de l'aigua; quan s'aconsegueix un equilibri, la gestió forestal és capaç de proveir fusta, augmentar els recursos hídrics, preservar la qualitat de l'aigua i regular la temporalitat dels fluxos d'aigua.

Als boscos mediterranis, on l'aigua és clau, la gestió forestal ha de tenir en compte els compromisos entre aigua i vegetació; és el que es coneix com a «gestió forestal ecohidrològica» (Del Campo *et al.,* 2019). Això significa, entre altres coses, gestionar la biomassa forestal per donar forma a les relacions arbre-sòl-aigua modificant la coberta arbòria i la composició de les espècies segons l'equilibri local entre la disponibilitat i el consum d'aigua. En aquest sentit, es considera que estratègies com l'obertura del dosser mitjançant aclarides de diferent intensitat, la recuperació de pastures i la selecció de les espècies són efectives tant per combatre l'escassetat d'aigua, en augmentar la recàrrega de rius i aqüífers, com per augmentar la resiliència i l'adaptació al canvi climàtic, en millorar la vitalitat dels arbres restants i la seva eficiència en l'ús de l'aigua (Bart *et al.,* 2021). Més enllà de l'impacte potencial, més o menys important, sobre la disponibilitat d'aigua per al consum humà, els efectes de la gestió forestal sobre l'aigua a escala local poden ser rellevants per al mante-

niment d'hàbitats aquàtics en trams fluvials de capçalera, basses i zones humides que sustenten hàbitats i espècies d'elevat interès ambiental.

Les intensitats i estratègies de gestió forestal ecohidrològica òptimes varien segons les característiques de l'ecosistema i l'espècie arbòria dominant, fins i tot dins de la mateixa conca o regió. La metodologia presentada aquí se centra en l'avaluació indirecta de l'impacte que diferents intensitats d'aclarida tenen sobre la provisió d'aigua blava, sota diferents condicions bioclimàtiques.

2.2 La modelització hídrica

L'aigua exportada (o aigua blava) correspon a la diferència entre el volum d'aigua de la precipitació i el volum que la vegetació evapotranspira o intercepta amb les seves capçades. En el total de l'aigua que precipita es poden diferenciar 4 grans components:

1. La part interceptada per les capçades i els troncs.
2. La part incorporada i evapotranspirada per la vegetació.
3. L'aigua que circula pendent avall en forma d'escorrentiu i directe.
4. Una darrera part d'infiltració i escorrentiu subterrani.

Els dos primers components són usats per la vegetació (aigua verda) i els dos segons són el que anomenem aigua blava (*FOREStime*, Banqué *et al.,* 2020).

En el marc del projecte LIFE DEMORGEST (2012-2017), es va simular el balanç hídric segons diferents escenaris de gestió i de no gestió forestal aplicant el simulador GOTILWA+ (CREAF, 2005), que simula el flux d'aigua en una massa forestal al llarg del temps, en condicions ambientals canviants, com les degudes a la gestió o al canvi climàtic. Aquest model es va aplicar a les 5 espècies arbòries més presents a Catalunya i el període de temps analitzat va ser de 150 anys. Globalment els resultats van indicar **un augment de l'aigua blava del 14% de mitjana en la gestió de pinedes** (essent els valors més elevats en pi blanc i els menors en pinassa, figura 1) i cap augment significatiu en la gestió d'alzinars per a aquest període.

D'acord amb aquest estudi, es va poder observar que el tipus de gestió i la qualitat d'estació (indicador de la capacitat productiva d'un lloc per una determinada espècie forestal i producte) afectaven aquesta variable, tal com es pot observar en els models ORGEST de pinassa (figura 1), sempre favorable comparant-ho amb la no gestió.

El 2020, a partir del **simulador MEDFATE** (De Cáceres *et al.,* 2015) s'ha calculat l'impacte de la gestió en rodals on s'ha actuat, en el marc del LIFE CLIMARK, aplicant tractaments ORGEST, i s'han observat diferències significatives abans i després dels tractaments quant als recursos hídrics alliberats (treball efectuat per De Cáceres el 2019, *Summary of simulations on CLIMARK forest plots*, en el marc del projecte LIFE CLIMARK, no publicat). El model MEDFATE és un model mecanicista a escala de rodal que obté un balanç hídric simulant diàriament la intercepció, infiltració, escorrentia, percolació, evaporació del sòl i transpiració de la vegetació arbòria i arbustiva. Les simulacions fetes en aquests rodals s'han obtingut amb dades climàtiques històriques del període 1990-2018, aplicades a les dades estructurals de cada rodal, preactuació i postactuació. L'aplicació dels diferents tractaments ha augmentat l'aigua blava entre 26 i 367 mm/any l'any de l'actuació. El benefici simulat

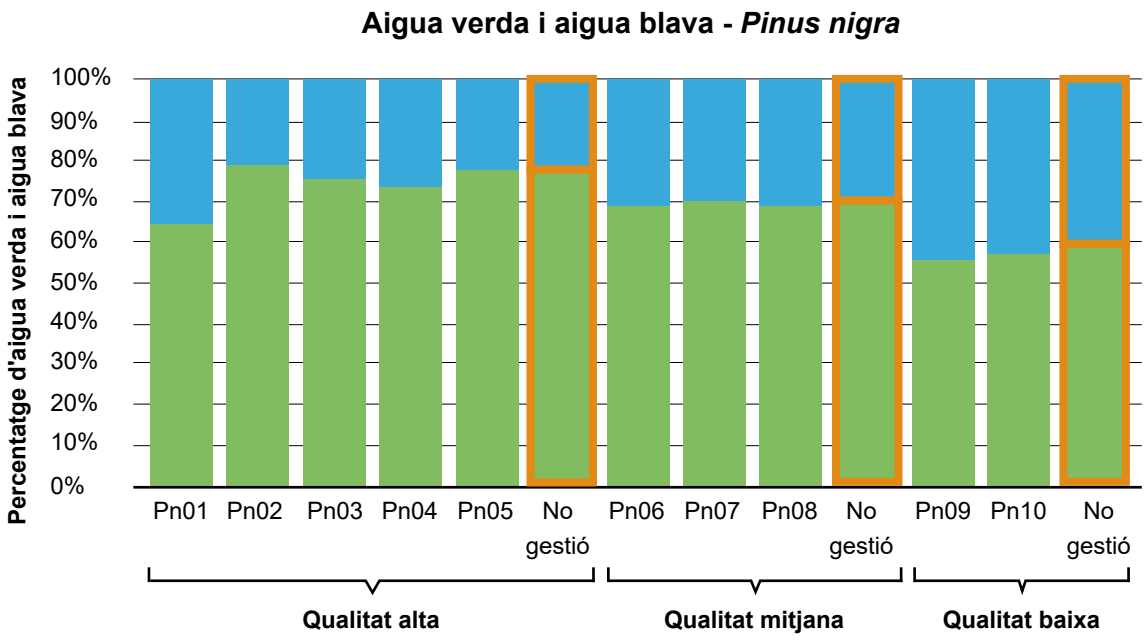


Figura 1. Exemple dels resultats obtinguts amb l'aplicació del simulador GOTTILWA en diversos escenaris de gestió, aplicant els models de referència ORGEST, i de no gestió, en una massa de pinassa.

ha estat més gran per les tallades més intenses de pi roig (transformació a pastures i adevesament) i a les zones de més pluviometria.

Sobre la base d'aquestes modelitzacions, s'ha pogut observar com els models ORGEST poden proporcionar un impacte positiu quant a l'augment de l'aigua blava, i s'ha cercat a partir d'aquí una metodologia fàcil i transparent per calcular aquest servei ecosistèmic. Cal tenir en compte que els guanys poden manifestar-se de manera clara en la millora de la humitat del sòl, mentre que són més difícils de detectar en els cabals circulants, en el benefici per a les fonts o en l'increment del nivel freàtic, sobretot quan l'impacte de la gestió és a escala de rodal. Parlem, en general, de més recursos d'aigua blava, sense detallar quina part és d'aigua circulant.

No obstant això, en el marc del mateix projecte LIFE CLIMARK, s'han monitoritzat 2 actuacions (a Vallcebre i La Llacuna) per detectar possibles variacions en els nivells freàtics degudes a la gestió. A La Llacuna, els 3 primers anys posteriors a l'actuació s'ha observat un guany d'aigua blava de l'ordre del 9 al 12% (10-15 mm/any),

molt similar al que també s'obté amb simulacions hidrològiques ajustades a partir d'aquestes dades reals de monitoreig. Aquests valors entren dins el rang dels valors obtinguts amb la metodologia general proposada aquí, quan s'aplica a les condicions d'aquell rodal i actuació (5,4 o 29,7 mm/any, en funció de l'IH triat).

2.3 Metodologia per estimar l'impacte de la gestió en l'aigua exportada

La metodologia desenvolupada es basa en el treball dut a terme a l'informe *FORESTime* (Banqué *et al.,* 2020) sobre l'evolució dels serveis ecosistèmics a Catalunya en els darrers 25 anys. En aquest informe es calcula el valor de l'aigua blava generada a cada parcel·la catalana de l'Inventari Forestal Nacional (IFN) mitjançant l'aplicació del simulador MEDFATE, desenvolupat per De Cáceres *et al.* (2015), per tal de comparar l'evolució d'aquesta variable entre 2 períodes separats per 25 anys, 1988-1992 i 2012-2016.

A partir del global de les dades d'aigua exportada (m^3/ha i any) generades en els 2 períodes d'estudi indistintament, s'elabora una metodologia pròpia que relaciona els valors d'aigua exportada obtinguts a les parcel·les de l'IFN, d'una banda, amb variables ambientals com la precipitació (P) i l'evapotranspiració potencial (ETP) per tal de recollir la variabilitat espacial i, de l'altra, amb variables estructurals o de massa, com són l'àrea basal (AB) descriptiva de la gestió forestal, i la formació forestal, que recull la diferent resposta de les espècies a l'ús de l'aigua.

Pel que fa a les variables ambientals, s'utilitza l'índex d'humitat (IH), que s'obté de la relació P/ETP, valors obtinguts de l'Atles Climàtic Di-

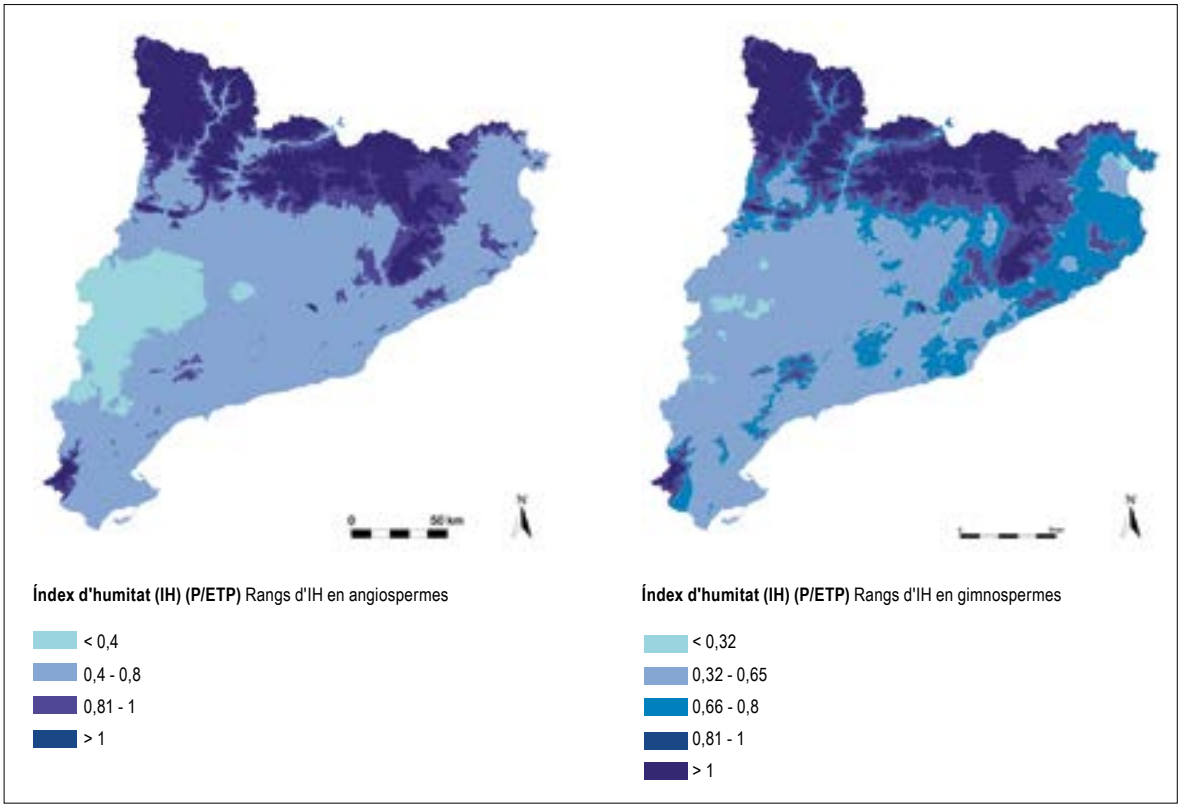


Figura 2. Mapes de les categories de l'índex d'humitat (IH) per a Catalunya segons els rangs en angiospermes i gimnospermes.
Font: elaboració pròpia a partir dels valors de P i ETP de l'Atles Climàtic Digital de Catalunya del Servei Meteorològic de Catalunya (2001).

Taula 1. Regressions logarítmiques per estimar l'aigua exportada (Y) en m³/ha segons valor d'IH i AB (m²/ha) en angiospermes

Grup	Angiospermes		
Espècies forestals	*Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus* sp, *Fraxinus* sp, *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Corylus avellana*, *Acer* sp, *Alnus glutinosa*, *Betula* sp.		
IH 0,4 - 0,8	y = -559,3ln(x) + 2275,4	R^2= 0,9419	n= 525
IH 0,81 - 1	y = -812,8ln(x) + 3096,6	R^2= 0,9577	n= 452
IH 1,01 - 1,94	y= -1000ln(x) + 4456,1	R^2= 0,7375	n= 365

Taula 2. Regressions logarítmiques per estimar l'aigua exportada (Y) en m³/ha segons valor d'IH i AB (m²/ha) en gimnospermes

Grup	Gimnospermes		
Espècies forestals	*Pinus nigra, pinus sylvestris, Pinus halepensis, Pinus pinea, Pinus uncinata, Abies aba, Larix decidua, Pseudotsuga menziesii*		
IH 0,32 - 0,65	y = -546,5ln(x) + 1678,4	R^2= 0,9212	n= 621
IH 0,66 - 0,8	y = -781,3ln(x) + 2644,8	R^2= 0,9569	n= 525
IH 0,81 - 1	y= -682,6ln(x) + 3897,9	R^2= 0,8820	n= 521
IH 1,01 - 1,13	y= -920,2ln(x) + 6190,1	R^2= 0,8243	n= 352

gital de Catalunya (Servei Meteorològic de Catalunya, 2001). Per a l'ETP hi ha diferents metodologies de càlcul, i aquí s'ha optat per la de Hargreaves i Samani (1985), que és la utilitzada a l'informe *FOREStime*, per obtenir valors comparables. Tant en aquesta metodologia com en l'informe, les dades de P i ETP provenen de les mateixes fonts (de les estacions de l'Agència Estatal de Metereologia), a partir de les quals es fa una interpolació espacial per donar resultats continus en forma de mapa. Tanmateix, s'obtenen en moments i processos diferents, fet que pot comportar algunes diferències en els valors, sobretot en zones amb poques estacions.

Els valors d'IH menors d'1 indiquen que la demanda evaporativa mitjana supera la precipitació mitjana. Segons la classificació UNEP-FAO (Nicholas *et al.,* 1997) estaríem en zona seca-subhumida quan el valor està per sota de 0,65 i per sobre d'aquest valor eataríem en zona humida. Aquests llindars s'han utilitzat per definir les categories d'IH considerades, ajustant-los en algun cas en funció de la mostra obtinguda (n) (valors menors de 0,65, entre 0,66 i 0,8, entre 0,81 i 1 i valors superiors a 1). En aquesta metodologia s'ha elaborat un mapa amb aquesta classificació (figura 2).

Quant a les variables estructurals, tot i que la variable més directament relacionada amb l'ús de l'aigua per la vegetació és l'índex d'àrea foliar (LAI, per la sigla en anglès), atesa la seva dificultat de mesurament i disponibilitat, es poden trobar referències en què, en aplicacions pràctiques, s'ha substituït per l'àrea basal (AB) en ser una variable estructural més fàcil de mesurar i d'ús comú en l'àmbit forestal, i igualment correlacionada amb la LAI. Així, per exemple, Winckler *et al.* (2010), en un recull d'estudis hidrològics duts a terme al Canadà, descriuen la relació trobada entre AB i aigua exportada, en què el rendiment d'aigua d'una conca augmentava a raó de 3 mm per cada punt d'AB percentual que s'extreia en aplicar-se tallades selectives. Per a l'anàlisi, les dades d'AB de l'IFN s'han agrupat en categories en intervals de 5 m^2/ha (< 10, 10-15, 15-20,20-25,25-30,30-35,35-40 i > 40) i s'han separat en dos grups, angiospermes i gimnospermes.

Els resultats han estat diferents regressions logarítmiques a partir d'aquests dos grups, segons IH i AB (taules 1 i 2 i annexos). En les angiospermes, els valors d'IH inferiors a 0,65 representen el 18% del total de la primera mostra (95 parcel·les entre 0,4 i 0,8). En les gimnospermes, formen un grup diferent, una mostra de 621 valors. Quant als valors d'IH per sobre d'1, en les angiospermes la mitjana se situa en 1,17, i un dels valors arriba a 1,94, mentre que en les gimnospermes el valor màxim no passa d'1,13.

2.4 Càlcul de l'indicador de provisió d'aigua

L'impacte de la **gestió forestal** sobre la provisió d'aigua s'obté de calcular la diferència d'aigua exportada en un escenari de no gestió respecte a un escenari de gestió. Així, es compara l'aigua exportada en un bosc amb una determinada AB (AB inicial = valor de no gestió), amb l'aigua exportada en aquest mateix bosc posttallada (AB final = valor bosc gestionat). Els valors (m^3/ha i any) s'obtenen en aplicar l'equació de regressió corresponent —segons espècie arbòria i IH— a cada AB.

$$\textbf{Impacte de la gestió sobre } H_2O \textbf{ exportada} = (m^3\ H_2O_{\ posttallada} - m^3\ H_2O_{\ inicials})\ X\ n/2$$

La nova estructura forestal creada, però, no és fixa, sinó que va evolucionant en el temps a mesura que els arbres van creixent, de manera que arriba un punt que es recuperen els valors d'AB inicials. Aquí considerem que aquesta evolució és lineal i que el punt final coincideix

amb el moment en què és recomanable tornar a intervenir al bosc d'acord amb els models silvícoles ORGEST.

Per això, per obtenir el volum d'aigua addicional generat (m^3/ha) com a conseqüència de la gestió, en tot el període, es calcula la diferència de valor d'aigua exportada en el moment postactuació respecte a la situació prèvia, i es multiplica per la meitat del nombre d'anys del període considerat (n anys/2), ja que es considera que l'any de l'actuació (any 0) l'increment serà màxim, mentre que l'any n (final del període) l'increment respecte a la situació inicial és zero.

Com a exemple, aplicant les regressions a una pineda pura de pi blanc amb un IH de 0,66, una àrea basal inicial de 24 m^2/ha i una àrea basal final, posttractament, de 14,4 m^2/ha, s'obtindria un guany de 399 m^3/ha i any (= 39,9 mm el 1r. any). Si el període avaluat és de 12 anys, llavors l'impacte global de la gestió aplicada seria de 399 m^3/ha*12/2 = 2.394 m^3/ha totals (= 239,4 l/m^2 = 239,4 mm), que representen una mitjana de 20 mm/any pels 12 anys avaluats (39,9 mm el 1r. any i 0 mm el darrer).

En el cas de **masses mixtes**, la regressió s'aplica per cada espècie amb les dades del conjunt de la massa i després es pondera per l'àrea basal de cadascuna i s'obté el sumatori final. Quan els valors inicials d'aigua blava són negatius (situació d'estrès hídric), només es considera com a aigua blava generada el volum en positiu (per sobre de zero) encara que l'actuació compensi l'estrès hídric preexistent.

En el cas de **plantacions,** la majoria de referències consultades, principalment de Xile i Austràlia, indiquen que els primers anys de la plantació no hi ha efecte sobre els cabals (p. e. Prado, 2015), fins i tot en espècies de creixement ràpid. És a partir dels 5-10 anys i fins als 30-35 quan hi ha el màxim creixement i el màxim impacte en l'aigua blava. En una revisió de la Xina i els EUA (recollida a Yan, 2021) suggereixen valors de reducció mitjana d'aigua blava de 10-50 mm/any en zones simiàrides (50%) i fins a 300 mm/any en zones humides (30%), tenint en compte que són més importants en coníferes que en fulloses. A falta de referències per a espècies de creixement lent i Europa, es valora proposar l'opció conservadora de suposar una reducció estàndard d'aigua blava a l'any n (=moment de la 1a. aclarida, estimat a 15-20 anys) com segueix:

- **Per les plantacions d'enriquiment** (aprox. 100 arbres/ha en zones ja arbrades) suposant que s'augmenta en 5% l'AB (1 punt AB sobre una AB inicial de 20) = **100 m^3/ha** (=10 mm l'any 15-20).
- **Per les plantacions agroforestals** (100 arbres/ha camps de cultiu) = **250 m^3/ha** (= 25 mm l'any 15-20).
- **Per les plantacions forestals** (400-900 arbres/ha en erms no arbrats) = **500 m^3/ha** (= 50 mm l'any 15-20).

Els valors són aproximats i es basen en l'anàlisi de les dades *FORESTime* (d'on s'estima que per cada augment de l'1% de l'AB, el consum d'aigua augmenta entre 1 i 2mm [10-20m^3/ha]) i en les referències bibliogràfiques disponibles.

Sobre aquests valors s'aplicaria la mateixa lògica que en el cas de les aclarides, però suposant que fins a l'any 10 no hi ha afectació en l'aigua blava (d'acord amb la bibliografia). És a dir, t_{10} = reducció zero i t_n = reducció màxima. Per tant, per obtenir el valor global de reducció d'aigua blava deguda a la plantació en tot el període considerat es multiplicaria per (n-10)/2.

ANNEXOS

Figures de les regressions logarítmiques de l'aigua exportada en angiospermes i gimnospermes

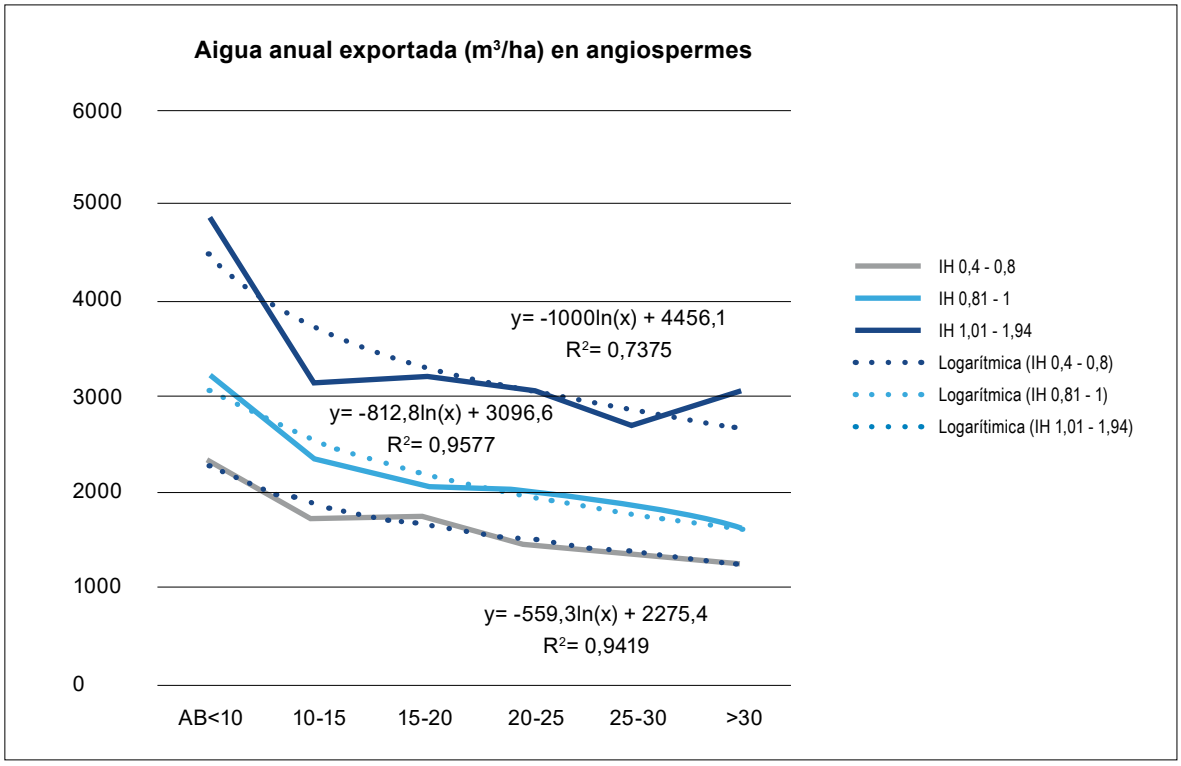


Figura 1. Regressions logarítmiques IH i AB en angiospermes.
Font: elaboració pròpia a partir de l'estudi *FORESTime* (Banqué *et al.,* 2020; De Cáceres, 2015)

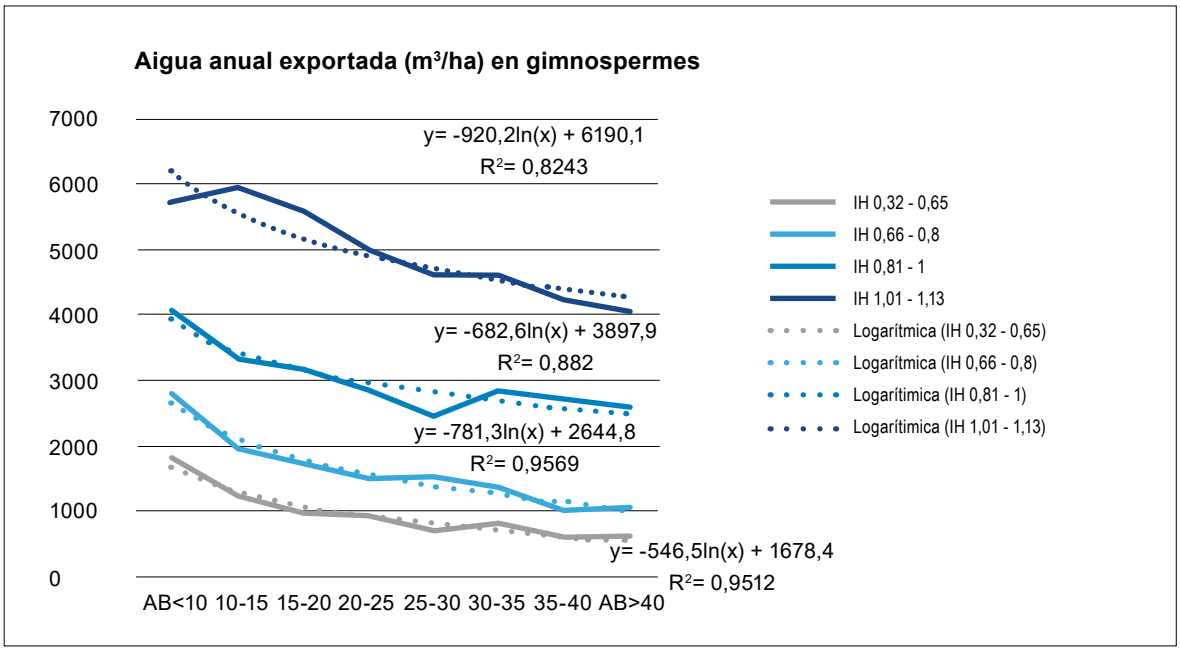


Figura 2. Regressions logarítmiques IH i AB en gimnospermes.
Font: elaboració pròpia a partir de l'estudi *FORESTime* (Banqué *et al.,* 2020; De Cáceres, 2015).

Referències

Banqué, M.; De Cáceres, M.; Ainsa, García-Valdés, R.; Martínez-Vilalta, J.; Valentín, J.; Vayreda, J. 2020. *FOREStime*. Canvi dels serveis ecosistèmics dels boscos de Catalunya al llarg dels darrers 25 anys (període 1990-2014). CREAF-OCCC-CTFC.

Bart, R.; Ray, R.; Conklin, M.; Safeeq, M.; Saksa, Ph.; Tague, C.; Bales, R. 2021. Assessing the effects of forest biomass reductions on forest health and streamflow. https://doi.org/10.1002/hyp.14114

De Cáceres, M.; Martinez-Vilalta, J.; Coll, L.; Llorens, P.; Casals, P.; Poyatos, R.; Pausas, J. G.; Brotons, L. 2015. Coupling a waterbalance model with forest inventory data to predict drought stress: The role of forest structural changes vs. climate changes. *Agric. For. Meteorol*, 213: 77-90. DOI:10.1016/j.agrformet.2015.06.012.

Del Campo, A. D.; González-Sanchis, M.; Ilstedt, U.; Bargués-Tobella, A.; Ferraz, S. 2019. Dryland forests and agrosilvopastoral systems: water at the core. *Unasylva*, 251: 27-35.

Gallart, F.; Llorens, P. 2004. Observations on land cover changes and water resources in the headwters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29: 769-773.

Gallart, F.; Delgado, J.; Beatson, S. J. V.; Posner, H.; Llorens, P.; Marcé, R. 2011. Analysing the effect of global change on the historical trends of water resources in the headwaters of the Llobregat and Ter river basins (Catalonia, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 655-661.

Gallart, F.; Llorens, P.; Manzano, A. 2013. Gestión de la cuenca del Cardener para garantizar los recursos de agua. Conservar aprovechando. Cómo integrar el cambio global en la gestión de los montes españoles. CREAF: 93-97.

Garcia-Chevesich, P. A.; Neary, D. G.; Scott, D. F.; Benyon, T. R. (eds). 2017. Forest management and the impact on water resources: A review of 13 countries. IHP - VIII/Technical Document No. 37. París, França: United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO), International Hydrological Program. 203 pàg.

Nadal-Sala, D.; Sabaré, S.; Garcia, C. 2014. GOTILWA+: un modelo de procesos que evalúa efectos del cambio climático en los bosques y explora alternativas de gestión para su mitigación. Revista Ecosistemas, 22: 29-36.

Nicholas, J.; Middelton, N. 1997. Atlas Mundial de desertificación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Prado, J. A. 2015. Plantaciones forestales, más allá de los árboles. Colegio de Ingenieros Forestales de Chile (CORMA). 167 pàg.

Servei Meteorològic de Catalunya. 2001. Atles Climàtic Digital de Catalunya (www.meteo.cat/climatologia/atles_climatic).

UNECE-FAO. 2018. Forests and water. Valuation and payments for forest ecosystem services.

Winkler, R. D.; Moore, T. E.; Redding, D. L.; Spittlehouse, B. D.; Smerdon, B.; Carlyle-Moses, D. E. 2010. A: Pike, R. G.; Redding, T. E.; Moore, R. D.; Winkerand, R. D.; Bladon, K. D. (eds). 2010. Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B. C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Researchand Extension in Natural Resources, Kamloops, B. C. Land Manag. Handb., 66. www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66.htm

Yan, H.; Wang, S. Q.; Billesbach, D. P.; Oechel, W.; Zhang, J. H.; Meyers, T.; Martin, T. A.; Matamala, R.; Baldocchi, D. D.; Bohrer, G.; Dragoni, D.; Scott, R. 2012. Global estimation of evapotranspiration using a leaf area index-based surface energy and water balance model. Remote Sensing of Environment, 124, 581-595. DOI: 10.1016/j.rse.2012.06.004

Yang, Z.; Hou, F.; Cheng, J.; Zhang, Y. 2021. Modeling the Effect of Different Forest Types on Water Balance in the Three Gorges Reservoir Area in China, with CoupModel. *Water*, 13: 654. https://doi.org/10.3390/w13050654

3

Impacte de la gestió forestal en la biodiversitat

Capítol 3

Impacte de la gestió forestal en la biodiversitat

3.1 Introducció

Els boscos són els ecosistemes amb major biodiversitat del planeta, formada per milers d'espècies de tres grans grups: els animals, les plantes i els fongs. Més enllà del seu indiscutible valor intrínsec, la biodiversitat forestal és el suport bàsic per a la resta de serveis ecosistèmics que ens ofereix el bosc. Amb relació a la mitigació del canvi climàtic, el paper de determinades espècies és clau per garantir el segrest continuat de CO_2, pel seu rol en la regeneració natural (cas dels insectes pol·linitzadors), en el manteniment de la fertilitat dels sòls i creixement dels arbres (cas dels fongs) o en el control de plagues. Amb relació a l'adaptació al canvi climàtic, un sistema forestal biodivers és més resilient i resistent als seus efectes atès que promou diferents respostes adaptatives capaces de fer front a la incertesa associada a aquest canvi (Messier *et al.,* 2019).

D'acord amb els informes recents, la biodiversitat forestal global mostra una certa estabilitat tant a escala europea (Pötzelsberger, 2021, a partir dels informes EEA 2020, Forest Europe 2020, Maes *et al.,* 2020 i IPBES 2018) com a Catalunya (informe *Estat de la Natura a Catalunya,* 2020, IENC). Per exemple, s'observa una tendència a l'estabilitat o a l'alça per a la majoria d'ocells forestals i millores en la quantitat de fusta morta i diversitat d'espècies arbòries. En canvi, les espècies rares o endèmiques sí que presenten un estat més crític o en declivi, i, en el cas de Catalunya, també les espècies lligades a espais oberts com ara matollars i erms. Una altra qüestió és si s'analitza l'estat dels boscos amb criteris de maduresa, cas en el qual el 62% dels boscos catalans mostra un estat desfavorable (IENC, 2020), atesa la seva condició de boscos joves. Igualment, dins els espais protegits europeus, es fa referència als boscos com els hàbitats amb més necessitat de millora, i les activitats forestals s'hi segueixen considerant com una amenaça sobretot pel que fa a la retirada de fusta morta i arbres vells o les tallades arreu (EEA, 2020).

La conservació de la biodiversitat forestal pot plantejar-se a partir de dues estratègies: l'estratègia de *segregació*, que distingeix entre boscos per a la conservació (o «evolució natural») i els boscos per a la producció (o «gestionats»), i l'estratègia d'*integració*, que preveu, per a un mateix bosc, la producció sostenible de múltiples béns i serveis (Kraus i Krumm, 2013). En general, s'accepta que una adequada combinació de les dues estratègies és la que proveeix la millor qualitat dels hàbitats (Krumm *et al.,* 2020). En qualsevol cas, es considera que els boscos gestionats, pel seu paper de corredors biològics i per la superfície que ocupen (el 95% dels boscos europeus són considerats seminaturals, amb algun grau d'intervenció huma-

na), exerceixen un paper clau en la conservació de la biodiversitat global que cal seguir garantint i potenciant en el context del canvi climàtic (Mauser, 2020).

Silvicultura i conservació de la biodiversitat

La biodiversitat present en un bosc és resultat d'un conjunt de dinàmiques complexes en què les pertorbacions fan un paper fonamental. Les pertorbacions naturals (tempestes, incendis, plagues...) afecten l'estructura del bosc i generen un mosaic d'hàbitats a escala de paisatge que determinen en gran mesura les comunitats de plantes i animals que hi són presents.

La silvicultura és una pertorbació d'origen antròpic que busca accelerar o controlar processos que de forma natural trigarien molts més anys a donar-se (per exemple, la regulació de competència o l'entrada de nou regenerat) per tal d'assolir un determinat objectiu com ara l'obtenció de fusta. Mitjançant el procés de selecció de les espècies i individus que es tallaran, es plantaran o s'afavoriran, la silvicultura no només impacta sobre aquella espècie arbòria sinó que altera el funcionament del bosc i la biodiversitat que acull ateses les nombroses associacions hoste-arbre existents i les diferents condicions ambientals generades.

Qualsevol actuació silvícola té, doncs, efectes sobre la biodiversitat, però el grau i el sentit de l'impacte poden variar en funció de la intensitat i el tipus de gestió (Chaudhary *et al.,* 2016). En general, els boscos regulars, monoespecífics, amb arbres del mateix rang d'edat i gestionats per tallades arreu (que es podrien associar a pertorbacions a gran escala), solen considerar-se menys biodiversos que aquells que aconsegueixen mantenir una major heterogeneïtat i complexitat al rodal, amb arbres de diferents edats i gestionats per tallades de selecció, on s'extreu cada cop només alguns individus i la presència de la coberta arbrada i de regenerat és permanent. No obstant això, una revisió bibliogràfica recent (Nolet *et al.,* 2018) ha conclòs el contrari quan en l'anàlisi es té en compte una escala superior a la del rodal d'actuació.

L'aplicació de tècniques complementàries agrupades sota el nom de silvicultura «de retenció» (*retention forestry*, en anglès) o integradora ha demostrat que pot contribuir a augmentar la diversitat global i sobretot la d'aquelles espècies més rares que requereixen més temps per colonitzar un hàbitat (Kraus i Krumm, 2013; Aggestam *et al.,* 2020). Aquestes tècniques, que poden aplicar-se en qualsevol enfocament silvícola (Gustafsson *et al.,* 2010, 2020), consisteixen a mantenir o restaurar activament llegats i altres atributs de boscos madurs com ara arbres vells grans, arbres amb singularitats poc comunes, fusta morta de grans dimensions o clarianes, amb l'objectiu de proveir continuïtat en l'estructura, la funció i la composició del bosc al llarg de generacions. La seva adaptació a les formacions mediterrànies s'està testant actualment en el marc del projecte LIFE BIORGEST lifebiorgest.eu.

L'objectiu d'aquesta metodologia és quantificar *ex ante* l'impacte positiu que una gestió integradora té sobre la capacitat d'acollir biodiversitat d'un bosc, a curt termini.

3.2 L'índex de biodiversitat potencial: una mesura ràpida i solvent de la capacitat d'acollir biodiversitat d'un rodal

Per tal d'avaluar l'efecte de la gestió sobre la biodiversitat total de manera eficient amb relació al cost, s'ha optat per utilitzar la metodologia de l'índex de biodiversitat potencial (IBP), un indicador indirecte de la capacitat que té un bosc per acollir biodiversitat basat en l'avaluació en camp de 10 factors clau.

Aquest índex té l'origen a França, on des de l'any 2008, el CNPF i l'INRAE hi han estat treballant com a part de l'aplicació de l'estratègia nacional per a la biodiversitat francesa (Larrieu i Gonin, 2008; Larrieu *et al.,* 2012). Des del 2011, disposen d'una versió adaptada a les condicions mediterrànies ja utilitzada a diferents regions (Gonin, Larrieu i Deconchat 2017). Paral·lelament, a Catalunya, el Centre de la Propietat Forestal (CPF) va començar a treballar l'any 2010 en un índex de biodiversitat (Fernandez *et al.,* 2013), com a tancament als treballs que durant una dècada s'havien dut a terme sobre gestió forestal i biodiversitat en el marc del Programa

de seguiment de la biodiversitat dels boscos de Catalunya – BIBOCAT. Després d'un període de testatge i millora, l'any 2019 es va tancar la primera versió de l'IBP per a Catalunya, harmonitzada amb els estàndards de l'IBP mediterrani internacional: l'IBP_Cat (Baiges *et al.,* 2019), coordinada pel CPF i el CNPF i consensuada amb els diferents agents implicats en la gestió i conservació dels boscos a Catalunya.

L'IBP es compon de 10 factors clau a observar (figura 1): els set primers factors, que anomenem factors de rodal (IBP_ rodal), són els factors sobre els quals la gestió té més impacte i fan referència a elements clau, presents en boscos en fase de maduresa, els quals, s'ha comprovat, són els atributs que més aporten a la major diversitat: arbres grans, fusta morta, dendromicrohàbitats, clarianes... S'aconsegueix mantenir aquests elements en boscos gestionats, s'augmenta enormement la capacitat d'acollir biodiversitat, especialment d'aquelles espècies que en depenen en algun moment del seu cicle vital. Els tres darrers són els factors de context (IBP context): la continuïtat del bosc, que fa referència a l'antiguitat del sòl com a sòl forestal sense alteracions, i la presència d'ambients aquàtics i rocosos al rodal, que tenen una diversitat específica associada.

Per a cadascun d'aquests 10 factors es defineixen diferents estats (entre poc i molt favorables a acollir biodiversitat) i s'atorga a cadascun un valor numèric (de 0 a 5). L'aplicació de l'IBP consisteix a avaluar en camp en quin d'aquests estats es troba el rodal estudiat, per a cada fac-

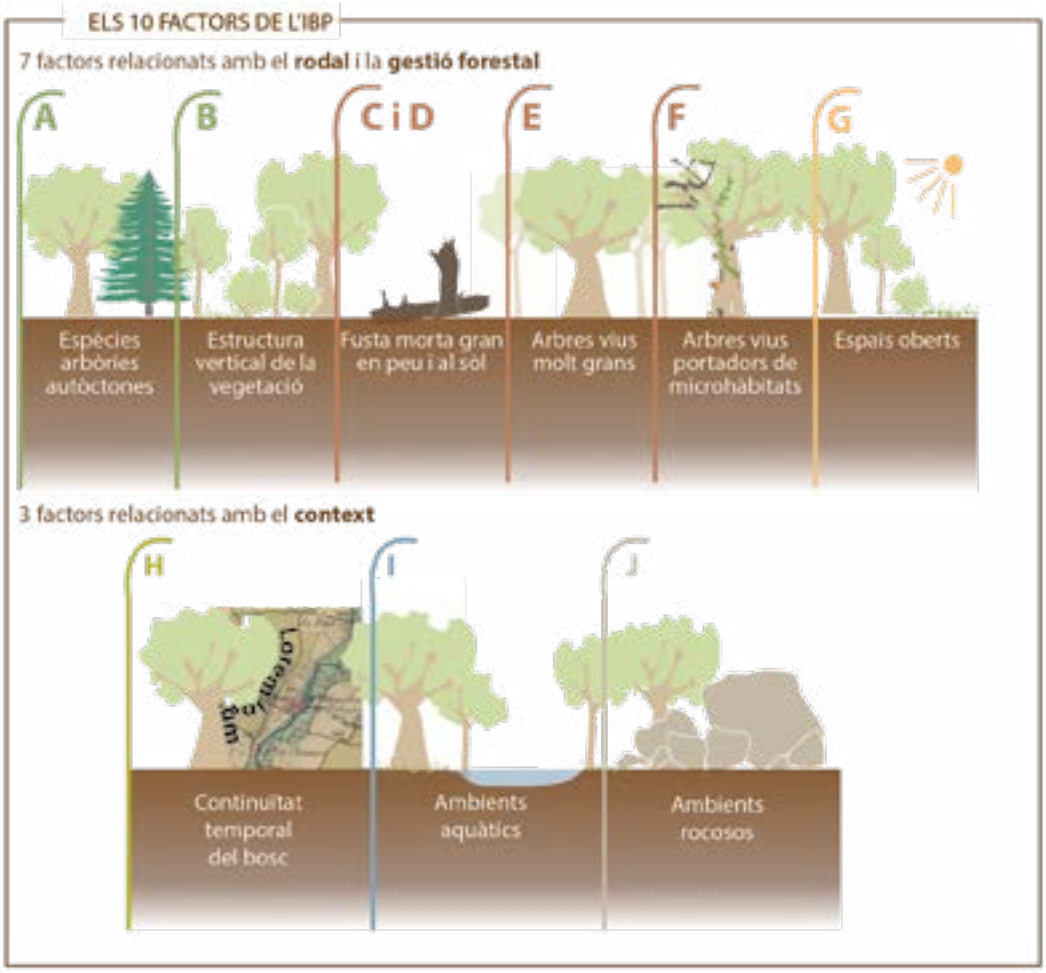


Figura 1. Factors considerats a la metodologia IBP. Font: Baiges *et al.* (2021), adaptat d'Emberger *et al.* (2013).

tor, fins a obtenir una puntuació global final. Els resultats es donen en forma de valor absolut de l'IBP, desagregats en IBP_rodal (7 primers factors) i IBP_context (3 darrers factors) i en percentatge.

L'IBP està originàriament pensat perquè l'usin persones no expertes per facilitar la integració de criteris de conservació de la biodiversitat en la gestió forestal, però té també una important vessant pedagògica i de monitoratge. Darrerament, juntament amb esquemes de pagament per serveis ecosistèmics (PSE) o estudis d'impacte ambiental, també n'ha proliferat l'ús com a eina per avaluar l'impacte de la gestió forestal sobre la biodiversitat. Així, per exemple, en el mercat voluntari de crèdits de carboni desenvolupat a França sota el segell «Bas Carbone» (decret núm. 2018-1043 del 28 novembre del 2018), l'IBP s'utilitza com un indicador en les mesures *ex post* de les actuacions de gestió forestal valorades prèviament per definir les actuacions que cal dur a terme.

La mateixa metodologia de l'IBP inclou una proposta d'aplicació *ex post* de l'IBP per avaluar l'impacte d'una actuació concreta basada en l'ús combinat del resultat de l'IBP i les dades brutes recollides (Baiges *et al.,* 2021).

El que no s'ha documentat és el seu ús en valoracions *ex ante*, és a dir, en l'estimació de l'impacte potencial d'una determinada actuació forestal a curt i mitjà termini. Això és el que es proposa en la metodologia de càlcul presentada aquí.

3.3 Estimació de l'impacte d'una actuació forestal integradora sobre la biodiversitat

La metodologia proposada és aplicable a escala de rodal d'actuació (no es considera l'escala de paisatge) i se centra en l'impacte de la gestió sobre la diversitat d'espècies total que hi podria haver al rodal (no espècies rares o amenaçades), el que s'anomena biodiversitat taxonòmica ordinària.

Per a l'avaluació *ex ante* de l'impacte de la gestió sobre la biodiversitat s'han considerat els dos escenaris següents:

- **Escenari de gestió integradora:** es considera l'aplicació d'una gestió que té en compte criteris de conservació i millora de la biodiversitat en la definició dels itineraris de gestió. Les **accions de conservació *són prioritàries*** i inclouen la identificació, el marcatge i la retenció d'elements que són clau per a la presència de multitud d'espècies i particularment d'espècies poc habituals en boscos gestionats, la pèrdua de les quals és molt difícil de restaurar a curt o mitjà termini: arbres de grans dimensions, arbres morts grans, dempeus o a terra, o arbres amb microhàbitats significatius. **En funció de les característiques del bosc, també poden dur-se a terme accions de millora, que inclouen actuacions, com ara**: generació de fusta morta de grans dimensions, en peu i a terra, plantacions d'enriquiment o creació d'obertures petites per a l'entrada de regenerat, espècies florícoles o un nou estrat. S'assumeix que si s'aplica una gestió forestal integradora, la capacitat d'acollir biodiversitat del rodal ha de ser, com a mínim, igual o superior a la que hi havia prèviament a l'actuació.

- **Escenari de no gestió:** es considera que la capacitat d'acollir biodiversitat d'un rodal en el qual no s'intervé, ni augmenta ni decreix a curt termini, sinó que es manté igual.

Impacte sobre la biodiversitat=
=Capacitat acollida biodiversitat$_{\text{rodal gestionat}}$ -
Capacitat acollida biodiversitat$_{\text{rodal no gestionat}}$

L'impacte a curt termini de la gestió sobre la biodiversitat s'estima com la diferència entre la capacitat d'acollir biodiversitat d'un rodal on s'ha aplicat una gestió integradora respecte a la d'un rodal on no s'ha intervingut. Aquesta diferència serà deguda només a les accions de millora, ja que s'assumeix que les condicions de conservació, tot i ser el requeriment imprescindible de la gestió integradora, no impliquen cap diferència respecte a un escenari de no gestió, on els elements clau ja existents es conservarien igualment[1].

L'impacte s'expressa en la forma de **percentatge de millora de la capacitat d'acollida de biodiversitat deguda a la gestió**, estimada a partir de l'IBP, i es calcula com segueix:

Impacte sobre la biodiversitat
(% millora IBP a causa de la gestió)=
=(IBP_rodal$_{\text{gestionat}}$ - IBP_rodal$_{\text{no gestionat}}$)/
IBP_rodal$_{\text{no gestionat}}$

On:

IBP_rodal$_{\text{no gestionat}}$, és el diagnòstic IBP_rodal inicial, fet en camp prèviament a l'actuació.

IBP_rodal$_{\text{gestionat}}$, és el valor d'IBP_rodal inicial (que s'assumeix que es manté perquè s'han retingut els elements de valor) al qual s'afegeix la suma dels guanys associats a cadascuna de les actuacions de millora proposades pel gestor (guany en punts IBP, d'acord amb la taula 1).

Els factors de l'IBP susceptibles de ser afectats per la gestió són els factors A, B, C, D i G. Malgrat que la retenció d'arbres amb diàmetre inferior però proper als llindars considerats a l'IBP pot fer augmentar el valor del factor E (Arbres grans) a mitjà termini, no es té en compte en la metodologia proposada, ja que se centra en mesures actives fàcils de quantificar.

Igualment, només es consideren aquelles mesures que generen una millora *significativa* en la capacitat d'acollir biodiversitat d'un rodal (= canvi de valoració en l'IBP). És a dir, s'exclourien actuacions que, tot i que poden millorar quantitativament la biodiversitat, no ho fan de manera qualitativa (per exemple, si es genera fusta morta de dimensió petita, si en el rodal ja n'hi havia suficient per garantir la màxima diversitat possible d'espècies lligada a aquesta, atenent als llindars establerts a l'IBP). Aquestes accions es podrien arribar a integrar utilitzant les dades brutes com a complement a la valoració de l'IBP (p. e., nombre total d'arbres anellats), de manera similar al proposat en la metodologia IBP (Baiges *et al.,* 2021), però s'ha descartat aquí en pro de la senzillesa de càlcul i per donar més pes a l'impacte sobre la diversitat d'espècies i no tant a la quantitat d'individus d'un mateix grup.

És important tenir en compte dues consideracions:

- Una puntuació del 0% de millora no significa que no s'hagi dut a terme una gestió integradora, ans al contrari, indica que s'han conservat tots els elements clau per a la biodiversitat existents al rodal, tot i que no se n'hagin generat de nous. El resultat 0% posa en relleu que no hi ha diferències significatives entre la capacitat d'acollir biodiversitat del bosc no gestionat i la del bosc gestionat de manera integradora.

- L'estimació de l'IBP té implícita una imprecisió de mesura que no s'ha tingut en compte en aquesta metodologia. Així, s'estima que l'efecte «observador» pot fer variar fins a un 10% la puntuació IBP obtinguda en camp (Gosselin i Larrieu, 2020).

La millora màxima, en punts IBP, que es podria assolir amb la gestió, a curt termini, seria de 14

[1] *Les accions de conservació caldria considerar-les si es comparés* ***l'escenari de gestió*** «***integradora***» *amb un* ***escenari de gestió*** «***habitual***». *En aquest cas se suggereix donar més pes als boscos on l'esforç de conservar els elements clau és més gran, aplicant un quocient entre el valor actual d'IBP_rodal i el màxim valor IBP_rodal possible (35).*

Taula 1. Guany estimat en els factors de l'IBP (regió mediterrània) que es veuen afectats per les mesures de millora aplicades

Factors IBP	Puntuació IBP inicial	Mesura proposada	Guany en punts IBP
FACTOR A Espècies arbòries autòctones	0	Plantació (1)-2 gèneres nous	1
		Plantació 3-4 gèneres nous	2
		Plantació 5 o més gèneres nous	5
	1	Plantació 1-2 gèneres nous	1
		Plantació 3 o més gèneres nous	4
	2	Plantació (1)-2 o més gèneres nous	3
FACTOR B Diversitat d'estrats	0,1	Obtenció d'un estrat nou (p.e., per obertura d'espai al matollar)	1
FACTOR C Fusta morta gran en peu	0	Generació ≥ 1 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre 17,5-27,5 cm	1
		Generació ≥ 1-2 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre ≥ 27,5 cm	2
		Generació ≥ 3 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre ≥ 27,5 cm	5
	1	Generació 1-2 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre ≥ 27,5 cm	1
		Generació 3 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre ≥ 27,5 cm	4
	2	Generació 3 arbre/ha fusta morta en peu de diàmetre ≥ 27,5 cm	3
FACTOR D Fusta morta gran al sòl	0	Generació ≥ 1 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre 17,5-27,5 cm	1
		Generació 1-2 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre ≥ 27,5 cm	2
		Generació ≥ 3 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre ≥ 27,5 cm	5
	1	Generació 1-2 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre ≥ 27,5 cm	1
		Generació ≥ 3 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre ≥ 27,5 cm	4
	2	Generació ≥ 3 arbre/ha fusta morta al sòl de diàmetre ≥ 27,5 cm	3
FACTOR G Espais oberts	0	Obertura/estassada espais per vegetació amb flor < 5% superfície	5
	2 (quan < 1%)	Obertura/estassada espais per vegetació amb flor < 5% superfície	3

* Els **factors E i F** (Arbres vius grans i Arbres portadors de microhàbitats) no es veuen afectats per les mesures de gestió activa aplicades.

Taula 2. Guany màxim assolible mitjançant l'aplicació de mesures de millora activa de la biodiversitat, en funció de la capacitat d'acollida inicial del rodal (en punts IBP)

Valor IBP_rodal inicial (punts IBP)	Puntuació màxima assolible IBP_rodal (punts IBP)	Guany màxim (punts IBP)
0 (aforestacions)	5	**5**
0	12	**12**
1	12	**11**
2	12	**10**
3	12	**9**
4	12	**8**
5	12	**7**
6	12	**6**
7	12	**5**
8	20	**12**
9	20	**11**
10	20	**10**
11	25	**14**
12	25	**13**
13	26	**13**
14	26	**12**
15	26	**11**
16	30	**14**
17	30	**13**
18	30	**12**
19	30	**11**
20	30	**10**
21	35	**14**
22	35	**13**
23	35	**12**
24	35	**11**
25	35	**10**
26	35	**9**
27	35	**8**
28	35	**7**
29	35	**6**
30	35	**5**
31	35	**4**
32	35	**3**
33	35	**2**
34	35	**1**
35	35	**0**

punts (taula 2) i correspondria a un bosc monoespecífic, tancat, amb arbres grans i sense fusta morta, en el qual, a més de conservar-hi tots els elements de valor que té, s'hi fa una plantació mixta d'enriquiment, es genera molta fusta morta de grans dimensions, en peu i a terra, i es creen petites obertures perquè les colonitzin plantes amb flor i noves espècies. El marge de millora mínim es dona, en general, als extrems, bé perquè la puntuació ja és molt alta i no permet millorar gaire més qualitativament, bé perquè quan és molt baixa, sovint també hi ha menys elements on fonamentar la millora.

A les plantacions en zona no boscosa, el guany màxim és de 5, en cas que es plantin espècies de 5 gèneres diferents, i el guany mínim és 0, si només es planta 1 espècie, fet que en una gestió integradora no es donaria (es recomanen sempre plantacions mixtes).

En general el percentatge de millora degut a la gestió no superarà el 100% excepte en puntuacions d'IBP inicials molt baixes (<13 punts) en què el marge de millora sigui alt.

Referències

Aggestam, F.; Konczal, A.; Sotirov, M., *et al.* 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. Journal of Environmental Management, 268, 110670. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670

Baiges, T.; Cervera, T.; Palero, N.; Gonin, P.; Larrieu, L. 2019. Posada a punt de l'índex de biodiversitat potencial: un termòmetre per a mesurar la capacitat d'allotjar biodiversitat dels boscos (gestionats) de Catalunya. *Silvicultura*, 80: 26-36.

Baiges, T.; Cervera, T.; Palero, N.; Gonin, P.; Larrieu, L. 2021. Mètodes de camp i aplicacions de l'IBP. En edició.

Brotons, L.; Pou, N.; Herrando, S.; Bota, G.; Villero, D.; Garrabou, J.; Ordóñez, J. L.; Anton, M.; Gual, G.; Recoder, L.; Alcaraz, J.; Pla, M.; Sainz de la Maza, P.; Pont, S. i Pino, J. 2020. Estat de la Natura a Catalunya 2020. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya. Barcelona

Chaudhary, A.; Burivalova, Z.; Koh, L., *et al.* 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Sci Rep 6, 23954. https://doi.org/10.1038/srep23954

EEA. 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018 EEA Report n. 10. https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020

Emberger, C.; Larrieu, L; Gonin, P. 2013. Dix facteurs clés pour la biodiversité des espèces en forêt: Comprendre l'indice de biodiversité potentielle (IBP). Document technique. Centre National de la Propriété Forestière.

Fernández, M.; Campeny, R.; Baiges, T.; Cervera, T.; Abián, J. L. 2013. Índice de evaluación del potencial de los bosques para la biodiversidad. Actas del VI CFE, 10-14, juny, Vitòria-Gasteiz.

Gonin, P.; Larrieu, L.; Deconchat, M. 2017. Index of Biodiversity Potential (IBP): How to extend it to Mediterranean forests? 5th Mediterranean Forest Week – Agadir; Forêt méditerranéenne t. XXXVIII, 3: 343-350.

Gosselin, F.; Larrieu, L. 2020. Developing and using statistical tools to estimate observer effect for ordered class data: The case of the IBP (Index of Biodiversity Potential). Ecological Indicators 110 (2020), 105884

Gustafsson, L.; Kouki, J.; Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences, Scandinavian Journal of Forest Research, 25: 4.

Gustafsson, L.; Bauhus, J.; Asbeck, T., et al. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio, 49: 85-97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

Kraus, D.; Krumm, F. (eds). 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation on forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pàg.

Krumm, F.; Schuck, A.; Rigling, A. (eds). 2020. How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. 640 pàg.

Larrieu, L.; Gonin, P. 2008. L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers; Rev. For. Fr. 06-: 727-748.

Larrieu, L.; Gonin, P.; Deconchat, M. 2012. Le domaine d'application de l'Indice de biodiversité potentielle (IBP). Rev. For. Fr 5-, 64(5): 701-710.

Mauser, H. (ed). 2021. Key questions on forests in the EU. Knowledge to Action 4, European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/k2a04

Messier, C.; Bauhus, J.; Doyon, F.; Maure, F.; Sousa-Silva, R.; Nolet, P.; Mina, M.; Aquilué, N.; Fortin, M. J.; Puettmann, K. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6: 21.

Nolet, P.; Kneeshaw, D.; Messier, C.; Beland, M. 2018. Comparing the effects of even and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: a review. Ecol Evol., 8(2): 1217-26.

Pötzelsberger, E.; Bauhus, J.; Muys, B.; Wunder, S.; Bozzano, M.; Farsakoglou, A-M.; Schuck, A.; Lindner, M.; Lapin, K. 2021. Forest biodiversity in the spotlight – what drives change? European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/rs

Life Climark

LIFE CLIMARK (LIFE16 CCM/ES/000065)
és un projecte LIFE de Mitigació del Canvi Climàtic,
cofinançat pel Programa LIFE de la Unió Europea.

Cordinador:

Generalitat de Catalunya
Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural

Centre de la Propietat Forestal

Socis del projecte LIFE CLIMARK

Generalitat de Catalunya

Oficina Catalana del Canvi Climàtic

CTFC

Universitat de Lleida
Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària

Consiglio Nazionale delle Ricerche