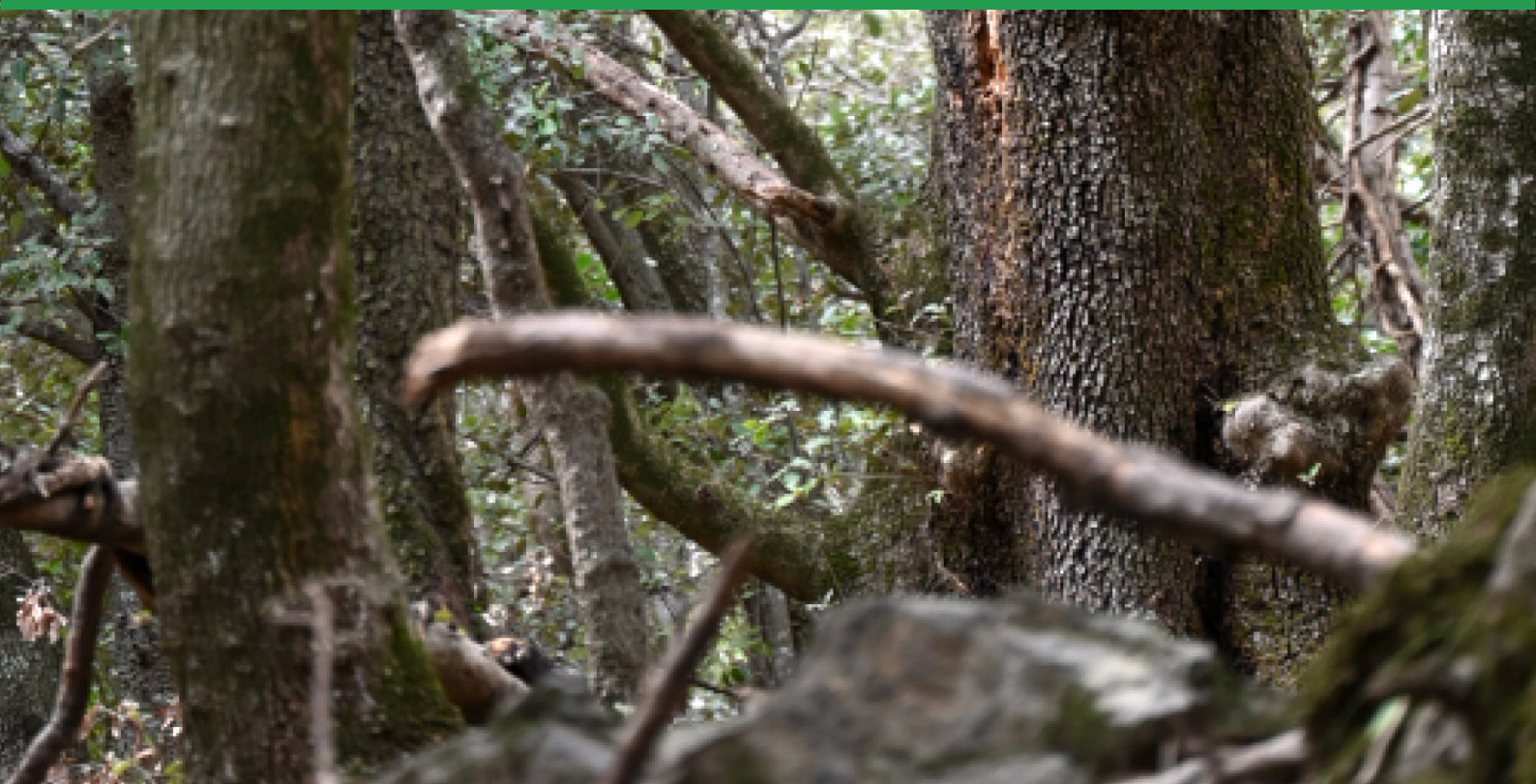
Guia completa
per a l'avaluació de la maduresa i la biodiversitat en rodals forestals mediterranis



GUIA COMPLETA PER A L'AVALUACIÓ DE LA MADURESA I LA BIODIVERSITAT EN RODALS FORESTALS MEDITERRANIS

Publicació: *setembre de 2023*

Autors: Jordi Vayreda (CREAF), Lluís Comas (CREAF), Jordi Camprodon (CTFC), David Guixé (CTFC), Teresa Baiges (CPF) i Pierre Gonin (CNPF)

Participació tècnica: Tots els socis del projecte

Disseny gràfic: Elizabeth Fernández (CPF)

Maquetació: Baobab Disseny

Fotografies: Jordi Bas, Jordi Baucells, Jordi Camprodon, Lluís Comas, Xavier Florensa, Juan Martínez d'Aragó i Eudald Solà.

Agraïments: Eduard Piera, Juan Martínez d'Aragó i Miquel Jover, per haver dissenyat i dut a terme el mostreig i determinació de coleòpters saproxílics, fongs i briòfits respectivament. Xavier Florensa, Robert Manzano, Adrià Ortega i Laura Torrent per la seva participació en el mostreig i el tractament de dades de quiròpters. Carles Batlles per la seva participació en el tractament i el càlcul dels indicadors de maduresa. Xènia Jaumejoan, Elena Pi i Víctor Sazatornil per la seva participació en el tractament de dades de bioindicadors.

Cita recomanada: Vayreda J., Comas L.. Camprodon J., Baiges T., Gonin P. i Guixé D. (2023). Guia completa per a l'avaluació de la maduresa i la biodiversitat en rodals forestals mediterranis. Projecte Life BIORGEST, 73 pp.

Aquesta Guia s'ha realitzat en el marc del projecte LIFE BIORGEST - Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean Forests. Incentius & Management Tools (LIFE 17NAT/ES/000568).

Entitats sòcies del projecte LIFE BIORGEST:
Consorci Forestal de Catalunya, Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Centre de la Propietat Forestal, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Centre Nacional de la Propietat Forestière, Xarxa per a la Conservació de la Natura.

Col·laboració i finançament: Generalitat de Catalunya. Diputació de Girona
El projecte LIFE BIORGEST (LIFE NAT/ES/000568) està finançat pel programa LIFE de la Unió Europea.

Aquesta publicació només reflecteix el punt de vista dels autors. La Comissió Europea/CINEA no és responsable de l'ús que es pugui fer de la informació que conté.

Foto de la coberta: *exemplar d'alzina centenària amb una part de la capçada morta i amb cavitats de pícids (Foto: Lluís Comas).*

ÍNDEX

1. Introducció 4
2. Objectiu de la guia 9
3. Sistema d'avaluació de biodiversitat i maduresa 10
4. Indicadors de rodal 11
4.1. Espècies arbòries autòctones (IBP-RB) 14
4.2. Àrea basal (RB) 16
4.3. Estructura vertical (IBP-RB) 17
4.4. Classes diamètriques (RB) 18
4.5. Fusta morta mitjana i gran (IBP-RB) 19
4.6. Arbres grans i molt grans (IBP-RB) 22
4.7. Dendromicrohàbitats (IBP-RB) 24
4.8. Dinàmica (RB) 25
4.9. Espais oberts amb flors (IBP) 27
5. Indicadors de context 28
5.1. Continuïtat temporal del bosc (IBP-RB) 28
5.2. Medis aquàtics (IBP) 29
5.3. Medis rocosos (IBP) 30
6. Llindars 31
7. Protocol de camp d'avaluació conjunt 36
8. Protocols de seguiment directe de la biodiversitat a escala de rodal 38
8.1. Coleòpters saproxilics 38
8.2. Aus 39
8.3. Quiròpters 41
8.4. Briòfits 43
8.5. Fongs afiloforals 45
8.6. Flora vascular 46
9. Referències 48
10. Annexos 57
A.1. Dendromicrohàbitats 57
A.2. Equivalències entre les 2 classificacions de dendromicrohàbitats (15 tipus versus 10 tipus) 59
A.3. Medis aquàtics 60
A.4. Medis rocosos 62
A.5. Fitxa de camp conjunta 64
A.6. Llista d'hàbitats CORINE/LPEHT 68
A.7. Llista d'espècies arbòries autòctones 69
A.8. Llista de codis d'Hàbitats d'Interès Comunitari (HIC) i Prioritaris (HICP) 71

1. INTRODUCCIÓ

Avaluar els hàbitats forestals quant a biodiversitat i maduresa és clau, entre altres motius perquè es calcula que els boscos allotgen més de dos terços de la biodiversitat terrestre (WCFSD 1999). Per exemple, al voltant de 30.000 espècies d'insectes viuen als boscos europeus (Wermelinger et al. 2013). Una part rellevant d'aquesta biodiversitat està associada a les etapes més madures del bosc (Wirth et al. 2009, Hilmers et al. 2018), fet que reforça la necessitat d'avaluar la biodiversitat en les diferents etapes de desenvolupament dels boscos.

La diversitat biològica pròpia dels boscos resulta de processos evolutius de milions d'anys que, en si mateixos, són impulsats per agents intrínsecs (com la competència pels recursos, mutualisme, relació depredador-presa, etc.) i agents extrínsecs al sistema (pertorbacions com el foc o els esdeveniments climàtics extrems) que modulen les interaccions entre espècies i la seva evolució. A cada hàbitat forestal concret, el manteniment dels processos ecològics depèn, fonamentalment, de la conservació de la seva diversitat biològica (FAO 2020). La coevolució dels processos ecològics, com els abans esmentats, ha comportat un augment de complexitat dels ecosistemes (més tàxons, més matèria, més energia, més interaccions) al llarg d'una successió ecològica cíclica (Holling 1992), fet que en boscos podem anomenar cicle silvogenètic, que arriba al seu zenit en les etapes més tardanes, amb la major complexitat i, en conseqüència, més diversitat biològica (Kuusinen i Siitonen, 1998, Redecker et al. 2001, Jacobs et al. 2007, Avila-Cabadilla et al 2009, de la Penya-Cuéllar et al 2012, Hilmers et al., 2018). La presència en l'espai i el temps de boscos amb totes les fases del cicle silvogenètic crea una gran heterogeneïtat que es tradueix en una alta biodiversitat a escala de paisatge. A menor escala, els rodals madurs i senescents presenten la diversitat biològica més gran, que acumula tàxons específics d'aquesta etapa –absents en les anteriors– i inclouen espècies de distribució restringida (entre elles endemismes), altament vulnerables a les pertorbacions antròpiques. La manca de rodals madurs comporta que la biodiversitat lligada a aquestes etapes sigui tan escassa, que es pot afirmar que la major part de les espècies amenaçades del medi forestal es localitzen en aquests rodals (EUROPARC-Espanya 2020a). Una de les raons evidents és que els rodals madurs i senescents acumulen una major quantitat i diversitat de recursos, estructures (majoritàriament vegetals que constitueixen micro i mesohàbitats) i microclimes facilitant la coexistència de múltiples espècies, incrementant el nombre de nínxols i reduint el risc de extincions locals (Schowalter 1995, Ferris i Humphrey 1999, Stein i Kreft, 2015). Aquests elements i el conjunt d'espècies que interaccionen entre si i amb l'entorn abiòtic en determinen la biodiversitat forestal. La diversitat d'espècies, la complexitat d'estructures i processos ecològics converteix el bosc en les fases més avançades del cicle silvogenètic en un ecosistema més estable i resilient enfront de pertorbacions, però també millora la resiliència de les zones de bosc adjacent amb valors de biodiversitat menors (Bauhus et al. 2017, Gustafsson et al. 2019).

La forma bàsica d'avaluar la biodiversitat d'un bosc a escala de rodal és mitjançant el mostreig exhaustiu de diferents grups taxonòmics sensibles als canvis a l'ecosistema, que en conjunt siguin representatius dels que passa amb

la biodiversitat global de l'hàbitat, els anomenats bioindicadors. Però els inventaris taxonòmics consumeixen molt de temps, impliquen disposar d'especialistes i destinar més recursos econòmics. Molts estudis han documentat les relacions entre l'aparició i l'abundància de determinats atributs estructurals i l'abundància i la riquesa de diferents grups taxonòmics (Lindenmayer i Franklin 2002, Bauhus et al. 2009, Gao et al. 2015, Hilmers et al. 2018 al 2019), que alhora es relacionen amb la maduresa forestal (p. ex., Wirth et al. 2009). Per tant, una altra forma d'avaluar la biodiversitat és mitjançant l'ús d'indicadors indirectes, fàcils d'obtenir a camp, que descriuen les estructures vegetals i físiques de l'hàbitat de les quals depenen els grups taxonòmics (p. ex. Lindenmayer et al. 2000 i 2006).

Una avaluació indirecta dels elements claus és una opció molt vàlida i una bona aproximació a la biodiversitat a escala de rodal. Tanmateix, fins ara no s'ha pogut identificar una llista d'atributs o elements clau completa que siguin totalment vàlids per a tots els grups taxonòmics i tots els hàbitats forestals. Gao et al. 2015 i Larrieu et al. 2019, per posar dos estudis destacables i relativament recents, van trobar relacions significatives entre elements estructurals i determinats grups taxonòmics, entre els quals destacaven els coleòpters saproxílics, seguits dels coleòpters del sòl, els fongs afiloforals i els briòfits. A l'estudi de Larrieu et al. (2019) no es van trobar relacions significatives amb grups taxonòmics tan importants com les aus o els quiròpters. Això pot ser degut a diferents motius com l'existència d'interaccions complexes que actuen a diferents escales temporals i espacials entre els diferents grups taxonòmics i amb elements estructurals i de composició de l'hàbitat molt diversos (p. ex., dendromicrohàbitats, fusta morta, plantes amb flors en clarianes, cossos d'aigua), que fa que no siguin del tot vàlids com a indicadors per avaluar determinats tàxons a escala de parcel·la forestal (Larrieu et al. 2014). Tot i això, molts estudis assenyalen la relació estreta entre la riquesa i abundància d'aus forestals (passeriformes i pícids en especial) i elements estructurals a escala de rodal (aproximadament a partir d'una desena d'hectàrees), que coincideix amb les dimensions de diversos territoris de passeriformes nidificants (Camprodon 2013). Els ratpenats responen millor a una escala espacial més gran, ja que els seus dominis vitals són molt amplis. Un dels factors més limitant per als quiròpters arborícoles és la disponibilitat de refugis (Russo et al. 2004, Napal et al. 2009) i es relacionen relativament bé amb l'increment de la maduresa del bosc (Camprodon et al. 2010). Tanmateix, sovint freqüenten els espais oberts circumdants o llunyans per alimentar-se (Fenton 1989, Schniztler i Kalko 2001).

Figura 1. *Els arbres decrèpits i morts drets a partir de la classe diamètrica 20 són utilitzats pels becs per excavar els seus nius a les muntanyes mediterrànies. A la imatge, una cavitat completa i una altra iniciada de picot garser gros (Foto: Jordi Bas).*

És important assenyalar que disposar de tots els elements clau i en abundància en un rodal no necessàriament es correspon amb una biodiversitat més gran de tots els grups taxonòmics. Només és garantia que es donen les condicions per acollir les espècies. Una determinada espècie pot no ser-hi present, malgrat que les condicions d'hàbitat li siguin favorables per molts motius relacionats amb l'escala temporal i espacial. A escala temporal, perquè tot i que es donin les condicions d'hàbitat per a una espècie amb baixa capacitat de dispersió, pot trigar a arribar o fins i tot no arribar mai. A escala espacial, perquè el rodal en qüestió pot estar desconnectat d'altres rodals (efecte illa) on l'espècie sigui present, però no hi pugui arribar perquè la connectivitat és baixa o nul·la. Per exemple, espècies rares de coleòpters saproxílics i altres invertebrats d'escassa capacitat de dispersió poden estar absents en un rodal on s'ha generat fusta morta per afavorir-los, perquè les condicions prèvies no permetien la seva presència i les poblacions més properes són a distàncies massa llargues del rodal actuat. A més, determinats hàbitats poden ser molt efímers i poc abundants, cosa que dificulta el manteniment de poblacions estables de determinades espècies i complica el poder detectar-les en no estar presents més que temporalment.

És per això que per tenir idea de la biodiversitat real sigui imprescindible fer un seguiment periòdic de determinats grups taxonòmics, però quins mesurar? L'ideal és seguir els grups taxonòmics o funcionals amb més valor bioindicador, és a dir, fàcils de mostrejar, sensibles als factors de canvi de l'ecosistema, representatius del que pugui passar a altres grups (Rosenvald i Löhmus 2008, Lindenmayer et al. 2012, Wermelinger et al., 2013). Molts grups taxonòmics són complementaris entre si, per això se n'han de monitoritzar diversos alhora per tenir una visió més completa de la biodiversitat real. Un dels millors grups, degut al cicle de vida curt i

elevada diversitat taxonòmica (la més gran del bosc), són els insectes. Són essencials en molts processos i funcions de l'ecosistema, sensibles als canvis del seu entorn a escala de rodal i de reacció ràpida, per la qual cosa es consideren bons indicadors de la biodiversitat global i l'estat de conservació dels boscos perquè compleixen molts dels requisits definits per als bioindicadors (Wermelinger et al. 2013). Entre els nombrosos grups taxonòmics, destaquen pel seu valor indicador de l'estat de conservació dels boscos les formigues (Formicidae), les papallones nocturnes (Heterocera) i diürnes (Rhopalocera), les vespes paràsites (Terebrants), els sírfids (Syrphidae) i els escarabats (Coleoptera), entre els quals destaquen els saproxílics. Del total de la riquesa d'artròpodes forestals, entre una cinquena i una tercera part correspon als coleòpters saproxílics (Grove 2002, Stokland 2004). Molts insectes són relativament fàcils d'avaluar amb mètodes estandarditzats i les mesures són fiables a causa de l'alta abundància cobrint una àmplia gamma d'històries vitals, requisits d'hàbitat i grups funcionals amb funcions importants en els ecosistemes forestals (Ferris i Humphrey 1999, Maleque et al. 2006).

Una altra qüestió és l'avaluació indirecta de certs elements clau, dels quals hi ha una evidència clara que estan molt correlacionats amb la presència de determinades comunitats d'organismes. Per exemple, la fusta morta està altament correlacionada amb els organismes saproxílics. Els organismes saproxílics més diversificats corresponen als fongs que s'alimenten de la fusta en descomposició (30% dels organismes saproxílics), seguits pels coleòpters (20%) (Speight 1989, Stokland 2004, Stokland et al. 2012). També pot passar que un rodal pugui tenir aquesta capacitat d'acollida, per exemple, per a aus forestals, perquè hi ha arbres de grans dimensions i una estructura heterogènia, però, no tenir fusta morta o determinats dendromicrohàbitats, de manera que aquestes altres espècies típicament forestals, com els invertebrats i fongs saproxílics estaran absents. Finalment, hi ha espècies amb uns requeriments d'hàbitat molt particulars que requereixen determinades pertorbacions o dinàmiques, que no sempre ocorren, per a què es donin les condicions per a la seva presència (per exemple, coleòpters associats a incendis). En aquestes condicions, a més, hi ha d'haver poblacions properes que permetin l'arribada per dispersió de l'espècie des de l'àrea font.

Figura 2. *Fusta morta de grans dimensions a terra en diferents fases de descomposició (Foto: Lluís Comas).*

Finalment, atès que hi ha una estreta vinculació entre una diversitat biològica elevada i la maduresa d'un bosc, és possible definir una sèrie d'atributs associats a aquests processos. Aquests atributs són el resultat d'una dinàmica natural que segueix el cicle silvogenètic i que actua durant centenars danys, permetent que els processos naturals se succeeixin al llarg del temps en absència de pertorbacions de gran intensitat, naturals o d'origen antròpic. En resum, aquests elements clau associats a una biodiversitat forestal més gran i a una major maduresa a escala de rodal són:

- *L'heterogeneïtat espacial del bosc.* La presència de diferents tipus d'hàbitats dins del bosc, com a petites zones obertes exposades a la radiació solar, combinades amb obagues associades a més humitat, variacions en les característiques del sòl, litologia, topografia i gradient altitudinal, proporcionen una major quantitat de nínxols ecològics, els quals són ocupats per una gran varietat d'espècies.

- *La diversitat d'espècies de plantes.* La presència de diferents espècies d'arbres, arbustos i herbàcies proporciona una àmplia gamma de recursos tròfics o alternatius per a animals i fongs.

- *La complexitat estructural del bosc.* La presència d'arbres de diferents mides i edats, així com de troncs caiguts i altres elements estructurals, crea microhàbitats i refugis per a insectes i altres invertebrats, aus, ratpenats, epífites com els briòfits i líquens, etc.

- *L'abundància de fusta morta*, de qualsevol mida, tombada a terra o en peu, i diferents estats de descomposició. Milers d'espècies, anomenades saproxíliques, depenen d'aquest recurs, en molts casos exclusivament. L'escassetat històrica d'aquest recurs a la majoria dels boscos ha fet que moltes d'aquestes espècies siguin rares i no poques estiguin amenaçades.

- *La interacció entre espècies.* Les interaccions entre organismes al llarg del temps i l'espai i les funcions que exerceixen, com la pol·linització, la dispersió de llavors, la depredació, el mutualisme, la competència, la simbiosi, són essencials per mantenir la diversitat, la salut i la productivitat de l'ecosistema forestal.

Per ampliar coneixements en relació amb aquests atributs i aquests processos es pot consultar la *Guia de recomanacions i mesures tècniques per a la millora de la biodiversitat dels boscos mediterranis.*

Figura 3. *L'heterogeneïtat espacial del bosc també pot ser el reflex de la diversitat de característiques del sòl, litologia i/o topografia (Foto: Lluís Comas).*

2. OBJECTIU DE LA GUIA

L´objectiu principal d´aquesta guia és presentar una metodologia per al diagnòstic **conjunt de la maduresa i el potencial d´acollida de biodiversitat a escala de rodal** mitjançant indicadors directes i indirectes d´hàbitats forestals mediterranis. Aquesta guia inclou la definició i justificació dels indicadors utilitzats, els llindars per a la seva avaluació i la metodologia de camp comú per fer aquest diagnòstic.

És important aclarir que aquesta metodologia no serveix per avaluar l'estat de conservació d'un hàbitat, perquè no avalua l'àrea de distribució, ni la superfície ocupada per l'hàbitat, ni les pressions i amenaces, ni les comunitats d'espècies que hi ha. Tot i això, la metodologia proposada pot servir per a l'avaluació a escala de rodal de l'estat de conservació quant a estructura i funció; consultar la *Guia de recomanacions i mesures tècniques per a la millora de la biodiversitat dels boscos mediterranis* per ampliar el coneixement sobre el sistema d'avaluació de l'estat de conservació d'un hàbitat.

3. SISTEMA D'AVALUACIÓ DE BIODIVERSITAT I MADURESA

L'avaluació conjunta de la biodiversitat i la maduresa forestals d'aquesta guia comuna es basa en dues metodologies que tenen una llarga trajectòria d'aplicació i disposen de molt de consens. Aquestes són l'**Índex de Biodiversitat Potencial (IBP)** i l'**Índex de Maduresa Redbosques**. L'IBP està pensat i validat per a l'avaluació de la capacitat d'acolliment de tàxons forestals (animals, plantes i fongs) a partir d'indicadors d'estructura del bosc i d'indicadors de context (Gonin et al, 2012). La metodologia Redbosques, proposada en el marc del projecte Life-Redbosques (EUROPARC-Espanya, 2020b), i basada en la proposta duta a terme per Rossi i Vallauri (2013), és un índex per a l'avaluació de la naturalitat del bosc, és dir, de la maduresa, la petjada humana i la integritat espacial. Si bé és cert que tots dos comparteixen indicadors d'estructura i de composició, hi ha algunes diferències en la definició i en la metodologia de mostreig. En aquesta guia es descriuen els indicadors d'ambdues metodologies, les diferències, i es proposa una metodologia de mostreig de camp comú que permet dur a terme la doble avaluació.

Tot i que no és objecte d'aquesta guia, també és important avaluar l'efecte de la gestió forestal i altres pertorbacions sobre els tàxons amb especial interès de conservació (endemismes, tàxons rars a escala local; catalogats amb una categoria d'amenaça als catàlegs oficials de flora i fauna amenaçada). Es poden prioritzar espècies rares o amenaçades que tinguin especial sensibilitat a factors de canvi provocats o influenciats per la gestió forestal (Jonsson i Siitonen 2013). En aquest sentit, és important instaurar metodologies de seguiment consensuades. En alguns casos, es poden adoptar seguiments ja estandarditzats o gairebé disponibles només per a unes poques espècies amenaçades i sensibles a la gestió forestal. En altres, caldria estandarditzar metodologies de seguiment que ja s'apliquen d'una forma o altra per part de diferents investigadors o grups de recerca. Aquests seguiments haurien de coincidir, en mètode i localitats seleccionades, amb el seguiment dels indicadors indirectes abans esmentats.

Figura 4. *Anellat d'un pi pinyer en una actuació de preparació a dinàmica natural del LIFE BIORGEST (Foto: Jordi Camprodon).*

4. INDICADORS DE RODAL

L'objectiu dels dos índexs no és el mateix: mentre l'índex de Maduresa Redbosques (RB) estima el grau de maduresa d'un rodal, l'IBP estima de manera indirecta el potencial de diversitat taxonòmica que pot acollir un rodal. Atès que hi ha matisos quant al mètode de mostreig i en la manera de mesurar en camp les variables, en les dues seccions següents es descriuen els detalls d'aquestes similituds i diferències per a cada indicador. A més, per a cadascú es justifica el perquè de la seva elecció. A la taula 1 es mostra un resum de tots ells i a la taula 2 s'estableixen els llindars que cal assolir per classificar un rodal en relació amb la biodiversitat potencial o la maduresa.

La provada base científica sobre la qual se sustenten els indicadors proposats, per exemple, el dels microhàbitats dels arbres vius (Siitonen 2001, Larrieu et al. 2018, Stokland et al. 2012) o el de la fusta morta de grans dimensions (Jonsson i Siitonen 2013, Kriebitzsch et al 2013, Lachat et al 2013), atorga a aquest sistema d'avaluació conjunt un avantatge innegable en la valoració de la maduresa i la diversitat potencial.

TAULA 1

Principals diferències metodològiques i condicionants de mostreig entre els indicadors dels dos protocols d'avaluació: RB (Índex de Maduresa Redbosques), IBP (Índex Potencial de Biodiversitat). Els detalls del mostreig i els condicionants de cada protocol es troben al document.

Indicador	Protocol	Escala	Descripció	Diferències / Condicionants
Espècies arbòries autòctones	RB	Rodal	Nombre d'espècies arbòries autòctones diferents en qualsevol estat de desenvolupament presents al rodal	Vius h≥50 cm
	IBP	Rodal	Factor A. Nombre de gèneres diferents d'espècies arbòries autòctones en qualsevol estat de desenvolupament vius o morts presents en una superfície d'1 hectàrea	Vius o morts h≥50 cm
Àrea basal	RB	Parcel·la	Àrea basal mitjana (m^2/ha) (arbres vius de DN>17,5 cm) del conjunt de parcel·les	DN≥17,5 cm
	IBP		No s'utilitza per a l'avaluació	

Indicador	Protocol	Escala	Descripció	Diferències / Condicionants
Estrats verticals	RB	Parcel·la	Nombre d'estrats. Es distingeixen 4 estrats d'igual alçada (només espècies arbòries en qualsevol estat de desenvolupament) + 1 estrat emergent	FCC≥ 20%
	IBP	Rodal	Factor B. Nombre d'estrats - 1 estrat herbaci i semillenyós - 4 estrats llenyosos: molt baixos (< 1,5 m); baix (1,5-5 m); intermedi (5-15 m) i alt (≥ 15 m)	FCC≥ 20%
Classes diamètricas	RB	Rodal	Nombre de CD diferents d'espècies arbòries autòctones presents al conjunt de parcel·les mostrejades	DN≥17,5 cm
	IBP		No s'utilitza per a l'avaluació	
Arbres grans i molt grans	RB	Parcel·la	Número de peus vius excepcionals per hectàrea. Es considera excepcional si el seu DN en cm és d'almenys 3 vegades l'alçada dominant en m (Ho) de l'espècie al rodal	DN≥3xH$_0$
	IBP	Parcel·la	Factor E. Nombre de peus vius per hectàrea de: - Arbres Grans (AG) - Arbres Molt Grans (AMG)	- AG (37,5<DN<57,5 cm) - AMG (DN≥57,5 cm) o (DN≥37,5 cm)*
Fusta morta mitjana i gran	RB	Rodal	Volum de fusta morta dempeus o a terra de qualsevol espècie arbòria Percentatge (%) de volum de fusta morta total (dret i a terra) en relació amb el volum d'arbres vius	DN≥17,5 cm
	IBP	Parcel·la	Factor C. Arbres morts dempeus o estaques d'almenys 1 metre d'alçada (H) de Fusta Morta Mitjana (FMM) i/o Fusta Morta Gran (FMG) Factor D. Arbres morts a terra d'almenys 1 metre de longitud (L) de Fusta Morta Mitjana (FMM) i/o Fusta Morta Gran (FMG)	- H o L≥1 m - FMM (17,5<DN<27,5 cm) - FMG (DN>27,5 cm) o (DN≥17,5 cm)*

* En qualitat d'estació C (baixa) o per a espècies de gèneres de creixement lent (*Arbutus, Acer, Pyrus, Sorbus*...)

Indicador	Protocol	Escala	Descripció	Diferències / Condicionants
Dendromicro-hàbitats (DMH)	RB	Rodal	Nombre de tipus diferents de DMHs dels 10 tipus proposats que es detecten al conjunt de parcel·les. Un tipus de DMH compta si almenys hi ha 2 arbres per hectàrea	
	IBP	Rodal	Factor F. Nombre d'arbres vius amb DMHs per hectàrea (DMH-anotar i classificar, a nivell dels 15 tipus, tots els arbres amb DMH observats fins a un màxim de 2 arbres/ha × grup de DMH)	
Espais oberts amb espècies florícoles	RB		No s'utilitza per a l'avaluació	
	IBP	Parcel·la	Factor G. Percentatge (%) de la superfície amb espais oberts amb vegetació florícola	
Dinàmica	RB	Rodal	Presència de cadascuna de les fases silvogenètiques al rodal (1. Clars, 2. Regeneració, 3. Ocupació, 4. Exclusió, 5. Maduració, 6. Senescència)	
	IBP		No s'utilitza per a l'avaluació	
Continuïtat temporal del bosc	RB	Rodal	Proporció de bosc el 1956 (%)	Any de referència 1956
	IBP	Rodal	Factor H. Zones amb arbrat a l'ortofoto de 1945 i sense presència de signes d'ús agrícola, anterior o posterior, ni pertorbacions del sòl com a conseqüències de reforestacions	Any de referència 1945

4.1. ESPÈCIES ARBÒRIES AUTÒCTONES (IBP-RB)

Definició
Riquesa en nombre d'espècies o gèneres arboris autòctons presents al rodal en qualsevol estat de desenvolupament (incloent-hi el regenerat).

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. S'anota la presència de qualsevol espècie arbòria viva al rodal sempre que almenys tingui una alçada de 50 cm. El valor a nivell de rodal és el **nombre d'espècies diferents** trobades a tot el rodal.

IBP (Factor A). S'anota la presència de qualsevol espècie arbòria **a nivell de gènere** sempre que almenys tingui una alçada de 50 cm. El valor a nivell de rodal és el nombre de gèneres vius o morts diferents trobats en una hectàrea. Si es mostregen 2 hectàrees és el valor mitjà.

Justificació
Maduresa. Als boscos naturals la tendència més probable és que convisquin diverses espècies arbòries alhora (Gosselin et al., 2004), en general, més de cinc, excepte en determinats boscos com ara les fagedes o els boscos subalpins (que compten amb poques espècies), o en sentit contrari, els boscos de ribera (que solen tenir més riquesa d'espècies). A les etapes més madures d'un bosc la tendència és que vagin apareixent espècies acompanyants més tolerants a l'ombra que van ocupant els estrats de vegetació per sota del dosser i que a poc a poc –depenent de l'alçada de les espècies que ocupen el dosser superior – s'hi vagin incorporant. Aquesta lenta incorporació ocorre a mesura que els arbres més vells perden part de la capçada, deixant petits buits que permeten una major entrada de llum que és aprofitada per aquestes espècies. Hi ha una correlació entre la riquesa d'espècies i la diversitat estructural associada a la maduresa, ja que aquesta diversitat suposa una diversificació d'entrada de llum que genera oportunitats perquè les espècies tolerants, de creixement lent, trobin condicions de llum per assolir l'estrat dominant. Són exemples espècies com *Sorbus torminalis, S. domestica, Acer opalus, A. campestre, Tilia cordata, Prunus avium, Taxus baccata*, etc.

Biodiversitat potencial. La biodiversitat de la comunitat associada als arbres depèn de diferències estructurals bàsiques com la palatabilitat de les fulles per als insectes i altres organismes fitòfags, la duresa de la fusta, la rugositat i estabilitat de l'escorça, la capacitat per formar microhàbitats, etc. Les espècies arbòries d'un mateix gènere difereixen d'altres per aquestes i altres característiques, amb la qual cosa porten associat una comunitat d'espècies de fauna i flora semblant. Per exemple, les característiques fisicoquímiques de l'escorça del gènere *Pinus* determina la comunitat de briòfits associats, que és diferent dels briòfits que podem associar, per exemple, al gènere *Acer* (Casas et al. 2003), però l'especialització, rarament, arriba a nivell d'espècie d'arbre. La riquesa i diversificació de trets ecològics de la comunitat de briòfits epífits és superior en la majoria de planifòlies per les escorces estables, que no es desprèn en plaques com les pinàcies. A més, les escorces rugoses, per exemple, roure davant de faig, són preferides (Belinchón et al. 2011) per ser un substrat més estable i retenir millor la humitat. La riquesa de líquens i briòfits epífits en boscos temperats gestionats depèn del manteniment de la diversitat d'espècies arbòries a rodals mixtes; especialment la proporció d'arbres grans de fulla caduca a les pinedes, principalment roures (Király et al. 2013).

Un cas semblant es pot establir amb les aus. Per exemple, la majoria de les espècies de pàrids europeus (mallerengues) mostren preferència per coníferes o per planifòlies, sense una associació a espècies arbòries en concret (Camprodon 2013). D'altra banda, la presència de determinades planifòlies, com ara àlbers o pollancres, afavoreix la selecció d'un rodal pels pícids, ja que la fusta tova facilita l'excavació de nius (Camprodon et al. 2007). Amb els insectes passa una selecció molt diversificada. Per exemple, les larves de determinats lepidòpters, himenòpters

i coleòpters s'alimenten de plantes nutrícies a nivell de gènere, entre les quals hi ha gèneres arboris. Per posar només un exemple, algunes erugues d'esfinxs (família *Sphingidae*) s'alimenten preferentment en til·lers (*Tilia ssp.*) o bé en pollancres (*Populus ssp.*) i salzes (*Salix ssp.*) o bé en pins (*Pinus ssp.*) (Chinery 2005). En el cas de la fusta morta, la comunitat de coleòpters saproxílics associats és diferent depenent de si la fusta és d'una conífera o d'una planifòlia. Per exemple, *Diaperis boleti* és un tenebriònid que desenvolupa la seva larva als fongs polípors d'arbres caducifolis, especialment bedolls (Albouy i Richard 2019). La barreja arbrada és una de les variables rellevants per a una comunitat de coleòpters saproxílics diversificada en forests mediterrànies (Parisi et al. 2020). Una agrupació de roures vells com a arbres acompanyants a l'estrat dominant i/o com a component del sotabosc llenyós perquè promocionin amb el temps l'estrat dominant a les pinedes és essencial perquè puguin desenvolupar-se comunitats úniques d'escarabats saproxílics en boscos mediterranis (Buse et al. 2010).

Figura 5. *Bosc mediterrani mixt de planifòlies (roure i alzina) i pi blanc (Foto: Jordi Camprodon).*

4.2. ÀREA BASAL (RB)

Definició
És l'àrea basal mitjana (en m^2/ha) de totes les parcel·les calculada a partir de tots els peus vius d'almenys 17,5 cm de DN (diàmetre del tronc mesurat a 1,30 m d'alçada).

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. Es mostregen tots els peus vius d'almenys 17,5 cm de DN a cada parcel·la. El valor a nivell de rodal és l'àrea basal mitjana de totes les parcel·les mostrejades.

IBP. No es mostreja

Justificació
Maduresa. L'àrea basal és un indicador forestal clàssic, que descriu alhora la densitat de peus i la seva mida mitjana indicant de manera molt simple la biomassa que hi ha dempeus. L'àrea basal dels boscos naturals de clima temperat sol estar comprès entre 20 i 50 m^2/ha. Aquest interval pot ser una mica menor en climes més extrems, al mediterrani per escassetat d'aigua o al subalpí per temperatures baixes. També pot ser més baix en pitjor qualitat d'estació (sòls pedregosos o molt prims). Si el bosc està gestionat en torns llargs, el valor pot ser més elevat. L'àrea basal anirà augmentant i disminuint segons les fases del *cicle silvogenètic*: les fases inicials (clarianes, fase de regeneració i d'ocupació) i finals (fase de senescència) tendiran a ser més baixos mentre que a les intermèdies (fases d'exclusió i maduració) els valors seran més alts.

Figura 6. *L'àrea basal d'un rodal s'incrementa notablement amb la presència d'arbres madurs (Foto: Lluís Comas).*

4.3. ESTRUCTURA VERTICAL (IBP-RB)

Definició
Es comptabilitza el nombre d'estrats verticals de vegetació presents a cada parcel·la i en qualsevol estadi de desenvolupament sempre que en un determinat estrat la fracció de cabuda coberta sigui almenys del 20%.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. Es distingeixen quatre estrats verticals d'igual alçada ocupats per les espècies arbòries més un estrat d'arbres emergents a la coberta dominant. El valor a nivell de rodal és la mitjana d'estrats de les parcel·les mostrejades.

IBP (Factor B). Es distingeixen els estrats següents: la vegetació herbàcia i semillenyosa, la llenyosa molt baixa (<1,5 m), baixa (1,5-5 m), intermèdia (5-15 m) i alta (≥ 15 m).

Justificació
Maduresa. Un bosc natural i madur en general és irregular i on es poden distingir diversos estrats verticals (Bauhus et al. 2009). A les etapes més madures d'un bosc, la tendència és que vagin apareixent nous estrats perquè van apareixent altres espècies tolerants a l'ombra que van ocupant els estrats de vegetació per sota del dosser. Són exemples espècies com *Sorbus torminalis*, *Sorbus domèstica, Acer opalus, A. pseudoplatanus, Tilia cordata, Prunus avium, Taxus baccata*. Amb el temps, les capçades dels arbres més vells que ocupen el dosser superior es van fent menys denses permetent una major entrada de llum als estrats inferiors. També pot passar que es van obrint claps al dosser per la mort d'un arbre dominant permetent l'aparició de noves cohorts de l'espècie o espècies dominants o, segons la mida de la clariana, altres espècies més heliòfiles. En altres casos pot passar que hi hagi un estrat addicional emergent que correspon a peus relativament aïllats que sobrepassen la coberta arbrada dominant (per exemple: boscos mixtos amb peus de pi blanc disseminats i aïllats per sobre d'un alzinar dominant més baix). En aquests casos, la probabilitat que l'estrat emergent es mantingui en el futur és pràcticament nul perquè són boscos en transició que encara mantenen les espècies pioneres. El més probable és que aquests peus aïllats vagin desapareixent amb el temps i desaparegui aquest estrat emergent.

Biodiversitat potencial. L´estratificació vertical és un element important per descriure la biodiversitat i el funcionament d´un bosc. Un bosc pluriestratificat defineix una heterogeneïtat vertical que afavoreix diferents grups d'espècies perquè permet una gran diversitat de microambients (gradients de radiació solar, temperatura i humitat) que poden ser ocupats per nombrosos grups taxonòmics (líquens, briòfits, fongs afiloforals, aus, etc.). Per exemple, és ben coneguda des de fa temps la interacció entre els passeriformes i l'estructura vertical de la vegetació (MacArthur i MacArthur 1961, Wilson 1974, Wiens 1989) i amb elements estructurals associats a la maduresa, especialment per part d'aus que nidifiquen en cavitats i s'alimenten als troncs i branques gruixudes dels arbres vius, decrèpits i de la fusta morta (Avery i Leslie 1990, Newton 1994, Winkler et al. 1995, Harrap i Quinn 1996, Thingstad, 1997, Camprodon et al. 2008).

La diversitat s'incrementa si hi ha un estrat arbustiu i de lianes ben desenvolupat, amb una diversitat màxima a cobertures superiors al 50% en boscos d'alzina i surera (Camprodon 2013). Així mateix, la riquesa d'espècies del sotabosc comporta una diversitat més gran d'insectes associats a determinades plantes nutrícies i de fongs sapròfits, paràsits i micorrízics. La densitat de l'estrat arbustiu i lianoide ofereix a més refugi per a ungulats i carnívors. Per contra, boscos densos amb una continuïtat vertical entre capçades d'arbres, arbustos i lianes, no són favorables per al vol dels ratpenats (Guixé i Camprodon 2018).

Els arbres més alts (més de 15 m) i sobretot si sobresurten en relació amb els altres facilita la nidificació de nombroses aus rapinyaires. Per exemple, en alzinars de la comarca de la Garrotxa (Catalunya) diverses espècies d'aus van seleccionar de manera preferent l'estratificació vertical: alçada i cobertura de l'estrat arbori o de l'estrat arbustiu, segons l'espècie d'ocell (Camprodon 2013). L'estratificació pot ser simplificada com a resultat d'una actuació silvícola (regularització), mitjançant estassades o aclarides baixes eliminant els peus suprimits i sense futur.

Figura 7. *Sotabosc d'alzinar litoral. El bosc mediterrani sol tenir un sotabosc molt abundant i divers (Foto: Lluís Comas).*

4.4. CLASSES DIAMÈTRIQUES (RB)

Definició
Només s'avalua al protocol RB i és el nombre de classes diamètriques (CD) d'espècies arbòries autòctones presents al conjunt de parcel·les mostrejades.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. Es compten el número de CD a partir de la classe 20, és a dir, a partir de DN > 17,5 cm de tots els peus vius. El valor a nivell de rodal és el nombre de CD diferents de totes les parcel·les mostrejades.

IBP. No es mostreja

Justificació
Maduresa. En un bosc, el nombre de classes diamètriques és un indicador de maduresa perquè en absència de pertorbacions severes el valor va augmentant amb el temps. Un bosc natural sol tenir una estructura irregular tant en diàmetres com a alçades. Un bosc jove es caracteritza per un nombre reduït de classes diamètriques i amb una distribució de j-invertida, bimodal o més o menys uniforme. A mesura que el bosc va creixent, el nombre de classes va augmentant i es va reduint la proporció de peus

de les classes inferiors. A les etapes de maduresa la caiguda d'un arbre de grans dimensions permet la incorporació d'una nova cohort amb la qual cosa al bosc apareixen peus de les primeres classes alhora que es mantenen peus de grans dimensions.

Figura 8. *Alzinar amb diverses classes diamètriques en un rodal del Life BIORGEST (Foto: Jordi Camprodon).*

4.5. FUSTA MORTA MITJANA I GRAN (IBP-RB)

Definició
És la quantitat de fusta morta de mida mitjana o gran dempeus o a terra de qualsevol espècie arbòria present a la parcel·la. Hi ha força diferències quant a mètode de mostreig, indicadors i condicionants entre ambdós protocols.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. El llindar mínim per a la fusta morta és d'un DN d'almenys 17,5 cm. No es distingeix entre la fusta morta dreta o a terra. A partir de les dades de cada parcel·la es calculen dos indicadors, el volum de fusta morta (dreta i a terra) i la proporció de fusta morta en relació amb el volum dels peus vius. El valor a escala de rodal és, per a tots dos indicadors, el valor màxim de totes les parcel·les mostrejades.

IBP. Es compten per separat el nombre de peus morts en peu o estaques d'almenys 1 metre d'alçada (*Factor C*) o el nombre d'arbres morts a terra (*Factor D*) d'almenys 1 metre de longitud (L). Es considera fusta morta mitjana (FMM) si el DN és entre 17,5 i 27,5 cm i fusta morta gran (FMG) si el DN és d'almenys 27,5 cm. Excepcionalment, per a la FMG, el DN ha de ser d' almenys

17,5 cm en qualitat d'estació baixa (tipus C) o per a espècies de creixement lent (gèneres *Arbutus, Acer, Pyrus, Sorbus*...).

Justificació

Maduresa. La fusta morta de grans dimensions és habitual als boscos madurs. És un indicador de maduresa perquè coincideix la seva major abundància amb les darreres fases del cicle silvogenètic. La seva major abundància és conseqüència que els arbres més grans, al límit de la seva longevitat van morint i és en la fase de senescència quan s'assoleix la proporció més gran respecte al volum d'arbres vius. La proporció de fusta morta als boscos madurs generalment varia entre el 10 i el 30% del volum total de fusta.

La fusta morta, ja sigui dreta o a terra, és la base d'una complexa xarxa tròfica que permet la successió de processos ecològics, millorant la integritat de l'hàbitat i el seu equilibri natural, augmentant la resiliència a pertorbacions externes. La fusta morta, sigui quina sigui la seva mida, té importants funcions ecològiques. Pot reduir l'erosió i és clau en el desenvolupament del sòl, emmagatzema carboni i aigua, és una font important d'energia i nutrients, facilita la germinació de determinades espècies i és un hàbitat important per als descomponedors i els heteròtrofs (Harmon et al. 1986, Franklin et al. 1997, Kirby i Drake 1993, Samuelsson et al. 1994, McMinn i Crossley 1996, McComb i Lindenmayer 1999). La seva incorporació durant el procés de descomposició garanteix la retenció i el reciclatge continu de nutrients. A més, la matèria orgànica que es va incorporant al sòl millora les propietats fisicoquímiques, millora la capacitat d'intercanvi catiònic, millora l'estructura i augmenta la capacitat de retenció d'aigua (Lachat et al. 2013). En un context de canvi climàtic, protegir el sòl de qualsevol alteració permet que totes aquestes propietats es mantinguin i fins i tot millorin, encara que molt lentament. Qualsevol moviment de terres, a més d'augmentar el risc d'erosió si la coberta vegetal és escassa, suposa augmentar la quantitat de matèria orgànica a disposició dels organismes descomponedors (fongs i bacteris) accelerant-ne la descomposició (Wirth et al. 2009).

Biodiversitat potencial. La fusta morta de grans dimensions és un hàbitat clau per a un rang ampli d'espècies saproxíliques (Müller i Bütler 2010). Els grups dominants d'espècies saproxíliques inclouen fongs, briòfits, líquens, insectes, amfibis, aus i mamífers. El 25% de les espècies forestals depenen de la fusta morta (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012), entre els quals destaquen tres gremis clau de la diversitat biològica forestal: xilòfags, detritívors i espècies cavícoles. A més, la fusta morta és, de tots els substrats, probablement el més crític per a la biodiversitat (Jonsson i Siitonen 2013) i essencial per a una gran varietat de flora i fauna saproxílica. De Zan et al. (2014) troben assemblatges entre aus i coleòpters saproxílics quan augmenta la quantitat de fusta morta de grans dimensions en fagedes. Cada taxó té un paper específic en el cicle de descomposició de la fusta morta. Els fongs transformen successivament els sucres, la cel·lulosa i després la lignina. Certs insectes mengen la fusta directament (xilòfags), altres consumeixen fongs a la fusta morta, altres són depredadors dels primers, etc. Les espècies més tolerants poden sobreviure en unes quantes soques i branques gruixudes mortes. Les més exigents o de mobilitat limitada, només sobreviuran si hi ha quantitats substancials del tipus de fusta morta requerida i ben distribuïda al rodal (Bobiec et al. 2005). Per exemple, la fusta morta de gran diàmetre és essencial per a la supervivència de certes espècies de coleòpters les larves dels quals es desenvolupen durant diversos anys o que només colonitzen arbres morts després de 4 o 5 anys (Dajoz 1974).

Després dels fongs, la major biodiversitat associada a la fusta morta correspon als coleòpters saproxílics. Per exemple, s'ha calculat que els roures tenen unes 900 espècies d'aquest grup funcional (Gilg 2012). La capacitat d'acollida d'un rodal per als coleòpters saproxílics no només depèn de la quantitat de fusta morta, sinó, sobretot, de la qualitat d'aquesta, element clau ja apuntat més amunt. Per exemple, unes

espècies ocupen grans troncs de coníferes, com *Nacerdes carniolica*; altres buits en planifòlies velles mediterrànies, com *Prionychus ater* ; altres espècies desenvolupen la seva fase larvària en fongs saproxílics de planifòlies i coníferes mediterrànies, com *Triplax lacordairii*, altres viuen sota l'escorça de coníferes, com Pytho depressus, etc. (EUROPARC-Espanya, 2020b). En general, les planifòlies són més riques en coleòpters saproxílics que les coníferes.

La fusta morta, especialment la de grans dimensions, influeix també en la diversitat d'organismes epífits: líquens i briòfits (Hofmeister et al. 2015). Per exemple, s'han descrit diverses espècies de molses epífites característiques d'estats avançats de descomposició de la fusta i en condicions d'humitat ambiental relativament elevada durant bona part de l'any (Crites i Dale 1998); per exemple, *Buxbaumia viridis, B. aphylla i Calypogeia suecica*. La quantitat de fusta morta, en estar associada a la maduresa del bosc, condueix a una major riquesa de briòfits i líquens epífits als boscos de major grau de naturalització (Boch et al. 2013, Ardelean et al. 2015). Les epífites són microhàbitats específics per a invertebrats. El seu lent creixement i capacitat de dispersió limitada condicionen una lenta recuperació de les comunitats després d'episodis de pertorbació.

Perquè un rodal tingui una màxima capacitat d'acollida d'espècies associades a la fusta morta (saproxíliques i epixíliques) és important que aquesta sigui abundant i de les diferents espècies o gèneres arboris potencialment presents al rodal, de diferents mides i graus de descomposició (Kriebitzsch et al., 2013). La quantitat de fusta morta, encara que és important, ho és menys que la qualitat i la diversitat. El factor clau és la combinació de fusta morta a terra i en peu i en diferents fases de descomposició (Lassauce et al. 2011). Els arbres morts en peu són importants com a proveïdors d'arbres-niu per a picots i de cavitats autogèniques (escorces aixecades, esquerdes a la fusta). Les unes i les altres són essencials per a la nidificació d'una altra fauna, especialment quan no hi ha prou cavitats en arbres vius, establint-se una xarxa d'usuaris que van intercanviant cavitats en el temps i l'espai. Els arbres decrèpits o morts dempeus constitueixen microhàbitats per a fongs i invertebrats saproxílics, diferents de la gran multitud d'espècies de fongs i invertebrats que prefereixen la fusta morta a terra, segons el seu grau de descomposició i humitat. La comunitat saproxílica constitueix una complexa xarxa tròfica amb invertebrats i aus depredadors, així com paràsits i parasitoides que, en conjunt, regulen les poblacions d'organismes saproxílics. Per exemple, els fongs saproxílics són, a més, microhàbitat de coleòpters saproxílics en la seva fase larvària, especialitzats com a carpòfags.

En conclusió, com més varietat de fusta morta hi hagi al rodal en quantitats importants, més diversitat hi haurà d'espècies, més elevada serà la xarxa d'interaccions i més estables seran les seves poblacions (Lachat et al. 2013). Abundàncies de fusta morta entre 15 i 20 m^3/ha en boscos gestionats de coníferes i caducifolis s'han considerat insuficients per sustentar les comunitats saproxíliques, apuntat com a adequats volums d'entre 20 i 50 m^3/ha (Müller i Bütler 201). En aquesta línia, Bouget et al (2013) aporten per a rouredes un llindar d'uns 50 m^3/ha, ja que el nombre d'espècies comunes va augmentar més lentament amb el volum de fusta morta per sobre de 46 m^3/ha.

***Figura 9**. Arbre mort dret, encara amb branques gruixudes. S'aprecien orificis d'emergència de coleòpters saproxílics i d'alimentació de pícids. (Foto: Lluís Comas).*

4.6. ARBRES GRANS I MOLT GRANS (IBP-RB)

Definició
És el nombre de peus vius grans o molt grans presents.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. Es considera un arbre excepcional (molt gran) si el seu DN (en cm) és superior a 3 vegades l'alçada dominant (H_0, en m) de l'espècie a la parcel·la. Exemple, si H_0 = 15 m x DNe (diàmetre excepcional) li correspon un DNe = 42,5 cm. El valor, a escala de rodal, és la mitjana del nombre d'arbres excepcionals per hectàrea de totes les parcel·les de mostreig.

IBP (Factor E). Es considera un arbre gran (AG) si el DN és entre 37,5 i 57,5 cm i molt gran (AMG) si el DN és d'almenys 57,5 cm. Excepcionalment es considera molt gran per a DN superior a 37,5 cm en qualitat d'estació baixa (qualitat C) o espècies de creixement lent (gèneres *Arbutus, Acer, Pyrus, Sorbus*...).

Justificació
Maduresa. Rarament hi ha peus de diàmetre excepcional en boscos gestionats tret que s'apliqui una silvicultura de retenció. El nombre de peus excepcionals és un bon indicador de maduresa perquè el temps que ha de transcórrer perquè un arbre arribi a un diàmetre excepcional és elevat, molt per sobre dels cent anys, habitualment més de 200 anys. Els peus vius de diàmetre excepcional són els peus que contribueixen de manera més significativa a l'estructura vertical del bosc. Són clau com a refugi i recurs d'una rica varietat d'espècies i per a la continuïtat del funcionament de la comunitat. Els peus excepcionals solen ser els que han arribat a l'alçada màxima possible per a la qualitat d'estació donada. Aquests arbres quan estan arribant al límit de la seva longevitat solen estar coronats. Arribats a aquest punt només poden estendre la capçada horitzontalment i continuar creixent només en diàmetre. En el procés d'envelliment, aquests arbres de capçada ampla van deixant molts espais oberts que permet l'entrada de llum que pot ser aprofitada per una àmplia gamma d'espècies tolerants a l'ombra que ocuparan els estrats intermedis.

Biodiversitat potencial. A mesura que un arbre envelleix augmenta la probabilitat que es formi una gran diversitat de microhàbitats i, en conseqüència, són substrat potencial per a una gran diversitat d'espècies associades, moltes sa-

proxíliques. Aquests arbres de grans dimensions, sobretot si entren en declivi, mantenen parts del tronc i de la capçada morts, però la part viva pot continuar creixent durant dècades: Mentre això passa poden continuar generant nous microhàbitats mentre d'altres van desapareixent. Aquesta dinàmica permet el manteniment en un continu de microhàbitats (alguns de molt efímers) a escales temporals molt llargues, permetent poblacions estables de tot un conjunt d'espècies que sovint són rares o amenaçades.

Els líquens i briòfits, en general, són organismes de creixement lent, alguns de molt lent, amb la qual cosa, la permanència en el temps dels arbres que els serveixen de substrat i de les condicions microclimàtiques estables són factors determinants de la riquesa d'espècies i la seva abundància. Per exemple, *Lobaria pulmonària* és un liquen de gran tal·lus, de creixement especialment lent, que s'utilitza com a bioindicador de condicions temporals estables en boscos (Gilg 2005).

Figura 10. *Les alzines grans (*Quercus ilex*) són escasses, però si són velles poden arribar a tenir un gran port (Foto: Lluís Comas).*

4.7. DENDROMICROHÀBITATS (IBP-RB)

Definició
És la diversitat de dendromicrohàbitats (DMH) que es comptabilitzen als arbres vius.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. És el **nombre de DMH diferents dels 10 grups possibles** (Annex A.1 i A.2). Un DMH compta si almenys apareix dues vegades al conjunt de parcel·les. Si un arbre té dos tipus diferents de DMH s'anotaran tots dos, si un mateix arbre té diversos DMH del mateix tipus, es compta una sola vegada.

IBP (Factor F). És el **nombre d'arbres vius amb DMH per hectàrea sempre que siguin diferents**. Es classifica cada peu amb presència de DMH d'algun dels 15 grups possibles (Annex A.1). S'hi compten tots els arbres amb DMH observats fins a un màxim de 2 peus per hectàrea i grup de DMH. Si un arbre té diferents DMH, es compten tants arbres com DMH diferents tingui, si un mateix arbre té diversos DMH del mateix tipus, es compta una vegada.

Justificació
Maduresa. L'abundància i la diversitat de dendromicrohàbitats augmenten significativament amb el diàmetre de l'arbre i el gruix de l'escorça i, per tant, normalment amb l'edat dels arbres (Bütler i Lachat 2009; Vuidot et al. 2011, Larrieu i Cabanettes 2012, Ellis 2012, Nascimbene et al., 2013, Larrieu et al. 2019). En conseqüència, els arbres vius amb DMH solen ser arbres vells de grans dimensions associats a la maduresa. Aquests arbres generen diferents DMH que incrementen significativament la biodiversitat de multitud de grups taxonòmics (especialment invertebrats) i, per tant, afavoreixen i mantenen certs processos ecològics que no solen ser presents als boscos amb aprofitaments. La presència d'aquests arbres, i sobretot si hi ha una elevada diversitat de DMH, afavoreix la resiliència i l'equilibri natural de l'hàbitat perquè s'estableix una complexa xarxa d'interaccions entre espècies.

Biodiversitat potencial. Els arbres vius, especialment quan són vells, proporcionen molts DMH essencials per a la supervivència de moltes espècies (Larrieu i Gonin 2008, Emberger et al. 2013). Es calcula que entre un 20 i 40% de les espècies forestals de boscos temperats i boreals depenen o es beneficien dels arbres amb DMH (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012, Bauhus et al. 2019), entre els quals destaquen els coleòpters saproxílics (Parisi et al. 2019). Molts pertanyen als organismes més amenaçats dels ecosistemes forestals temperats europeus (Bütler et al. 2013). En un bosc natural, la diversitat i la presència d'aquests arbres amb DMH és alta, molt per sobre dels 10 peus/ha.

Del conjunt de microhàbitats, el que conté més espècies, entre els invertebrats i vertebrats, són les cavitats. Les que tenen més matèria orgànica (Ranius 2002) són les que presenten més riquesa d'invertebrats, encara que l'heterogeneïtat d'elements físics (volum, àrea de l'obertura, l'orientació, la situació relativa i el diàmetre de l'arbre) també són factors influents (Quinto et al. 2014), així com el contingut bioquímic dels substrats (Micó et al. 2015). Altres microhàbitats que influeixen en la diversitat d'invertebrats són la presència de grans tumoracions (Ramilo 2018).

A l'IBP, les molses i líquens es classifiquen com a microhàbitat. Ecològicament participen en la conservació de la humitat ambiental de la fusta i el sòl, acció benefactora d'altres espècies com fongs, plantes vasculars i invertebrats. A més, constitueixen l'hàbitat de petits invertebrats com nematodes i mol·luscs.

Les larves dels sírfids saproxílics són aquàtiques o semiaquàtiques, associades estretament a microhàbitats forestals com els forats en arbres vius. Al seu interior, hi ha acumulacions d'aigua temporals o semipermanents (dendrotelmes), alhora que la temperatura i la humitat són més temperades i confortables que a l'aire lliure (Micó et al. 2013).

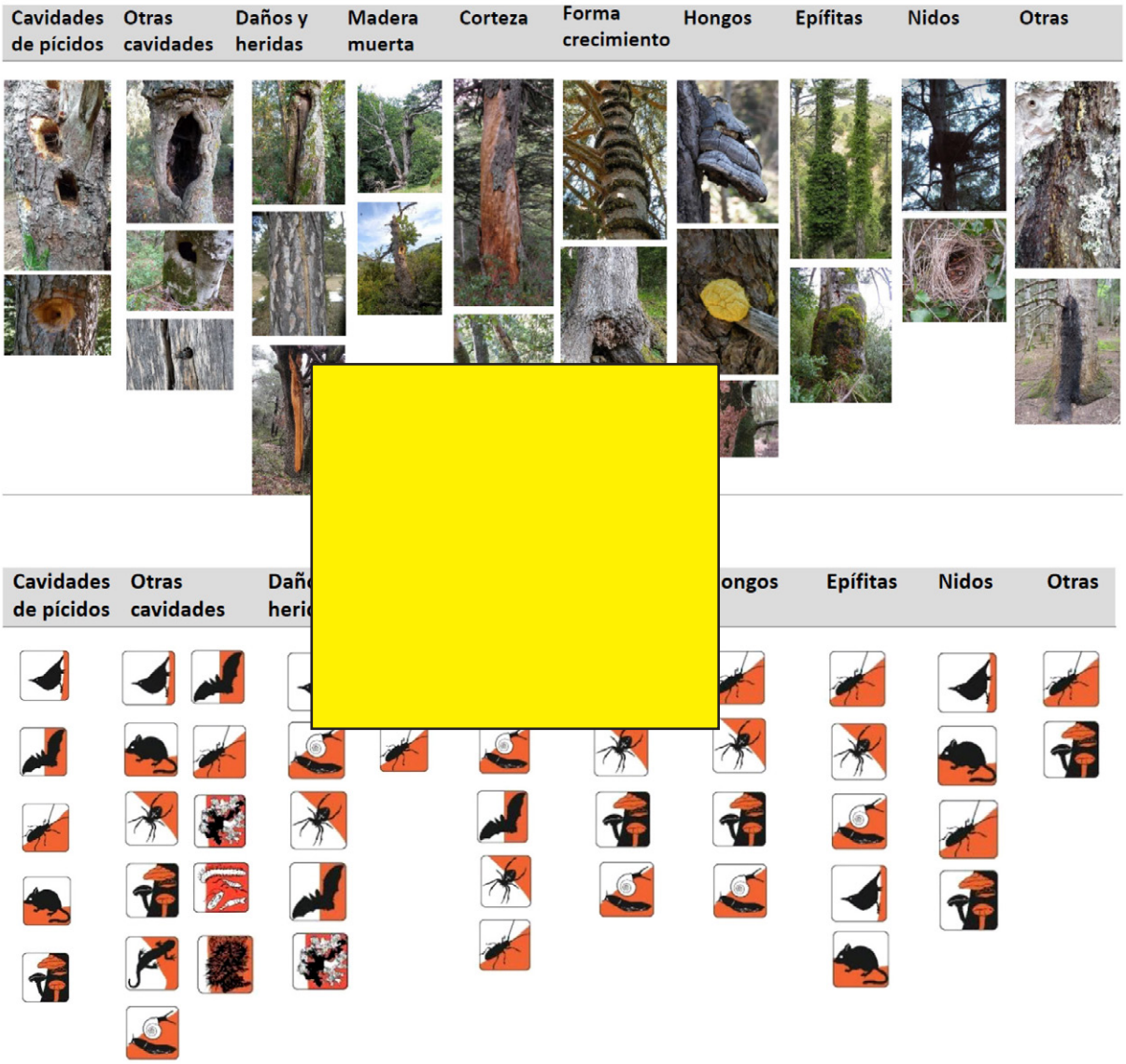


Figura 11. *Relació entre els 10 tipus de DMH que es distingeixen al protocol Redbosques i grups taxonòmics associats (modificat de Kraus et al. 2016, fotos: Lluís Comas).*

4.8. DINÀMICA (RB)

Definició

És la presència de cadascuna de les sis fases silvogenètiques a escala de tot el rodal. Al cicle silvogenètic es distingeixen sis fases: 1. Clarianes, 2. Regeneració, 3. Ocupació, 4. Exclusió, 5. Maduració, 6. Senescència.

Mostreig (diferències i condicionants)

RB. S'anota la presència d'una fase si ocupa una superfície mínima de 200 m^2, tret de la fase de regeneració que pot ser d'almenys 100 m^2. El valor a nivell de rodal és la suma dels valors assignats a cada fase: Clarianes=2, Regeneració=1, Ocupació=1, Exclusió=1, Maduració=2, Senescència=3.

IBP. No es mostreja.

Justificació

Maduresa. En un bosc a dinàmica natural el cicle silvogenètic es pot arribar a expressar de manera completa en absència de pertorbacions intenses. Les propietats estructurals i ecològiques que caracteritzen els boscos madurs van apareixent gradualment en el temps i són el resultat de la dinàmica pròpia de l'ecosistema, en un cicle continu que es reinicia constantment. Les fases d'aquest cicle són les etapes successives que caracteritzen les estructures per les quals va passant una generació de la vegetació dominant en absència de pertorbacions importants, des del seu origen fins a la renovació completa del vol que es reinicia amb la mort de tots els individus de la generació inicial. Cada fase del cicle correspon a diferències en els principals processos ecològics que tenen lloc a l'ecosistema arbrat. Des del punt de vista de la maduresa les fases més avançades (fase de maduresa i senectut) són les que tenen més valor en tant que són necessaris uns quants centenars d'anys per assolir aquestes fases de desenvolupament i només són possibles en absència d'aprofitaments (fusta, llenya…) o en absència de pertorbacions que poguessin canviar les propietats estructurals, funcionals i de composició. Bauhus et al. (2009) estimen que els boscos gestionats per a fusta no cobreixen ni del 10 al 40% del cicle, és a dir, es mantenen a les primeres fases del cicle. El cicle silvogenètic i la descripció de cada fase es poden consultar a la *Guia de recomanacions i mesures tècniques per a la millora de la biodiversitat dels boscos mediterranis*.

Figura 12. *Clariana en un rodal d'alzinar amb regeneració de teix, alzina i diferents espècies herbàcies (Foto: Jordi Camprodon)*

4.9. ESPAIS OBERTS AMB FLORS (IBP)

Definició
És la proporció de superfície dels espais oberts amb vegetació florícola (clarianes al bosc, bosc poc dens, espais oberts a la vora) ja siguin clarianes permanents o temporals, naturals o degudes a la gestió.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. No es mostreja.

IBP (Factor G). Anotar superfície de clarianes i zones poc denses. S'anoten a nivell de tot el rodal. Es valora que la superfície ocupada per espècies florícoles estigui entre 1% i 5%.

Justificació
Biodiversitat potencial. La biodiversitat forestal està subordinada a mantenir una certa proporció, encara que sigui baixa, d'espais oberts que permeti la presència relativament permanent d'espècies florícoles (ecotons, corredors…). Sovint, la fauna pròpiament forestal i saproxílica necessita espais oberts i assolellats en algun moment del seu cicle de vida. Per exemple, diferents espècies de coleòpters saproxílics que, en la fase adulta, s'alimenten del nèctar i pol·len de flors. A escala de rodal, la superfície d'espais oberts ha de ser suficient per mantenir poblacions viables d'aquestes espècies, però no pot ser tan elevada perquè es perdin les propietats típiques d'un bosc tancat en termes de radiació, temperatura i humitat que comprometrien la biodiversitat associada. La persistència de les clarianes es manté gràcies a l'acció de pasturatge d'ungulats domèstics i/o silvestres o per sòls esquelètics i plantes cespitoses que dificulten la regeneració generalitzada de l'arbrat.

Atenció, no s'ha de confondre amb la fase de clariana del cicle silvogenètic, la qual és fruit de la mort d'un o més peus al límit de la seva longevitat obrint un espai. La seva reocupació pot ser prou ràpida, sobretot si implica poca superfície, per impedir la instal·lació d'espècies florícoles. El tancament de la clariana es pot produir com a conseqüència del creixement lateral de les capçades dels arbres del voltant o per la instal·lació d'una nova cohort d'arbres que en poc temps ocuparan tot l'espai.

Figura 13. *Espais oberts a tocar del bosc, colonitzats per espècies florícoles (Foto: Lluís Comas).*

5. INDICADORS DE CONTEXT

5.1. CONTINUÏTAT TEMPORAL DEL BOSC (IBP-RB)

Definició
Es considera bosc antic si a escala de rodal ja estava arbrat a mitjans del segle XX i no ha canviat d'usos des d'aleshores fins a l'actualitat.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. S'avalua en funció del percentatge de bosc el 1956-57 segons l'ortofotomapa procedent de les fotografies aèries d'aquests anys. Aquest indicador forma part de l'avaluació de la petjada humana antiga complementant els usos agropastorals i forestals antics.

IBP (Factor H). Es considera bosc antic si el rodal estava arbrat segons l'ortofoto del 1945 i si no presenta signes d'ús agrícola, anterior o posterior, ni pertorbacions del sòl com a conseqüències de reforestacions. Per complementar aquest indicador cal anotar sobre el terreny si s'observen signes evidents de discontinuïtat forestal (murs, terrasses) a tota o a part de la superfície o de continuïtat forestal a rodals que eren desarbrats el 1945 (arbres molt vells mantinguts en marges de antics pastures, roquissars que han mantingut l'arbrat, etc.); pertorbació del sòl en tota la superfície en reforestacions (subsolat, llaurat entre línies, arrencada de soques); qualsevol document històric que permeti conèixer l´edat del bosc.

Justificació
Maduresa. La maduresa d'un bosc està molt relacionada amb el sòl. Un sòl forestal perquè estigui ben constituït necessita moltes dècades per assolir les característiques pròpies d'un sòl madur i estable (concentració de matèria orgànica, capacitat d'intercanvi catiònic, fertilitat, desenvolupament complet dels horitzons orgànics). Qualsevol alteració d'un sòl antic té conseqüències immediates i després de la pertorbació pot trigar moltes dècades, fins i tot segles, per recuperar-se.

Biodiversitat potencial. L'empremta d'un antic ús agropastoral en un bosc es manté durant molt de temps (dècades i fins i tot segles). L'impacte pot ser molt visible i mantenir-se durant molt de temps al sòl. Algunes espècies de flora són estrictament forestals, és a dir, necessiten una llarga continuïtat temporal del bosc perquè tenen una capacitat de dispersió molt baixa o una baixa capacitat d'adaptació a sòls no forestals de manera que aquestes espècies no poden estar presents en boscos que s'han establert recentment sobre pastures o terrenys agrícoles abandonats (Hermy et al. 1999, Hermy i Verheyen 2007, Dupouey et al. 2002a i 2002b).

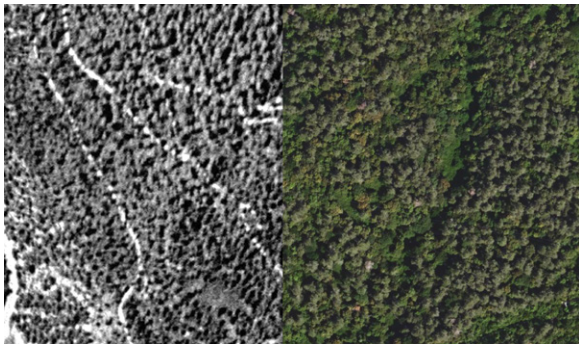


Figura 14. *Continuïtat del bosc al llarg de més de 60 anys. Comparativa entre fotografies del vol del 1956 i actual (Font: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya).*

5.2. MEDIS AQUÀTICS (IBP)

Definició
Es tracta de la presència dels diferents tipus d'ambients aquàtics que es troben al rodal o als voltants.

Mostreig (diferències i condicionants)
RB. No es mostreja.

IBP (Factor I). S'anota la presència dels diferents tipus de la llista de l'annex A.3 (el valor màxim de l'indicador s'aconsegueix si hi ha dos tipus diferents com a mínim).

Justificació
Biodiversitat potencial. Els sistemes aquàtics d'aigua dolça figuren entre els ecosistemes continentals amb més biodiversitat (Dudgeon et al. 2006, Maes 2010, UICN 2022). S'ha calculat que, malgrat la seva superfície reduïda, contenen el 10% dels organismes coneguts (WWF 2020). Interconnecten i interactuen ecològicament amb els ecosistemes pels quals transcorren i actuen com a connectors biològics (Gregory et al. 1991, Wohl 2016). Les seves característiques fisicoquímiques i biològiques depenen i recullen la informació dels ecosistemes del conjunt de la conca. A escala de rodal, l'ombra dels arbres de ribera regula la temperatura de l'aigua, de manera que limita la proliferació algal, els processos de descomposició ràpids i l'eutrofització i mantenen les condicions ambientals adequades per als peixos. Les arrels submergides de verns i salzes proporcionen refugi per a invertebrats aquàtics i peixos.

La biodiversitat forestal es beneficia de la presència de medis aquàtics dins del bosc o als seus voltants: torrents, rius, torberes, aiguamolls, basses, llacs, etc.), sent determinants per a diverses espècies vegetals típicament forestals, com els verns i salzes. Els ratpenats forestals beuen i cacen sobrevolant les masses d'aigua. Diferents espècies d'aus, mamífers i rèptils són d'hàbitats semiaquàtics, com les musaranyes d'aigua, l'almesquera, la rata d'aigua, la llúdriga i la serp d'aigua. Les anàtides i ardeids es refugien i crien en soques o les capçades dels arbres de ribera. Els amfibis necessiten cursos i punts d'aigua per reproduir-se i condicions de bosc tancat a prop dels torrents on viuen perquè es pugui mantenir una temperatura i una humitat adequada (sobretot a l'estiu).

Figura. 15. *Colònia reproductora d'ardeids de fins a 300 nius en una verneda a la vora del riu Ter (Foto: Jordi Bas).*

5.3. MEDIS ROCOSOS (IBP)

Definició
Es tracta de la presència dels diferents tipus d'ambients rocosos que es troben al rodal o als voltants.

Mostreig (llindars i particularitats)
RB. No es mostreja.

IBP (Factor J). S'anota la presència dels diferents tipus de la llista de l'annex A. 4 (el valor màxim de l'indicador s'aconsegueix si hi ha almenys dos tipus diferents) i sempre que se superi una superfície acumulada 20 m^2/ha.

Justificació
Biodiversitat potencial. Una part de la biodiversitat forestal pot dependre dels ambients rocosos i moltes espècies només es troben si hi ha aquest medi. Cada ambient rocós té les seves pròpies característiques (naturalesa de la roca, humitat, inèrcia tèrmica) i ofereix l'ambient propici per a determinades espècies forestals: substrat, per a molses i líquens, microsòls per a espècies de flora rupícola; ombra, abric, refugi per a nombrosos rèptils, amfibis o artròpodes. Alguns exemples d'associacions són les fissures que serveixen de refugi a petits mamífers (musaranyes i rosegadors) a una paret seca i les microfissures ocupades per artròpodes.

Figura 16. *A dalt: paret seca en un rodal d'alzinar del Life BIORGEST. A baix: Aflorament rocós en obaga d'alzinar amb* Ramonda myconi *(Fotos: Jordi Camprodon).*

6. LLINDARS

En aquest apartat es proposen els llindars per a cada indicador per als dos índexs per separat (taula 2). Per a cadascun es proposen quatre nivells: molt baix, baix, mitjà i alt. Els valors en els llindars d'aquesta taula es basen en els proposats als protocols originals de RedBosques (EUROPARC-España. 2020b), d'una banda, i de l'IBP (Baiges et al. 2022) de l'altra.

La justificació general de centrar els valors llindar en indicadors estructurals i de composició en lloc de centrar-lo en un conjunt d'espècies bioindicadores és que és molt més fàcil que tenir en compte els requisits d'hàbitat de cada espècie en particular. Aquest enfocament que alguns anomenen "de filtre gruixut" (Sensu Hunter et al. 1988) permet cobrir les demandes de la major part de les espècies forestals, però hi ha un risc alt de passar per alt els requeriments d'algunes espècies en particular. Un segon enfocament, anomenat "de filtre fi" consisteix a incloure un conjunt d'espècies objectiu més exigents per garantir que es mantinguin poblacions viables per a aquestes. La inclusió d'aquest conjunt d'espècies proporciona als gestors una garantia més gran que les actuacions de gestió implementades tinguin èxit (Jonsson i Siitonen 2013).

El llindar mínim necessari d'atributs estructurals a tenir en compte depèn, en gran mesura, del grup taxonòmic o dels processos a mantenir (Bauhus et al. 2009). Per exemple, per mantenir una població estable d'insectes saproxílics és important la densitat i la distribució de la fusta morta. A més, la proporció d'aquesta fusta en els diferents estadis de descomposició, mides i la seva distribució a l'espai i al temps, poden ser importants per proporcionar continuïtat de l'hàbitat per a espècies amb diferent mobilitat o necessitats tròfiques o de refugi (Grove 2002, Harmon 2002). Així, en absència d'una informació més detallada, la solució és mantenir elements i atributs diferents per al màxim de processos simultanis possibles i proporcionar hàbitats per a una àmplia gamma d'espècies. Aquesta seria la filosofia que hi ha darrere de l'IBP.

No obstant això, el coneixement sobre la quantitat i la distribució, en el temps i en l'espai, d'aquests elements necessaris per assolir determinats valors de biodiversitat i maduresa és encara força limitat en la majoria d'ecosistemes forestals (Bauhus et al. 2009, Müller i Bütler, 2010, Bouget et al. 2013, Larrieu et al. 2019) i encara més escàs a la regió mediterrània. Per a la maduresa, perquè a la regió mediterrània no hi ha boscos madurs de referència amb què comparar-se.

Per posar un exemple, en relació amb la biodiversitat, del qual se'n té força informació, quin hauria de ser el llindar mínim de fusta morta per mantenir una biodiversitat saproxílica elevada i estable? La majoria de vegades, la resposta és: depèn dels objectius de conservació o de les espècies, però per assegurar l'èxit, tota la possible per garantir la seva continuïtat de manera sostenible a l'espai i el temps (Jonsson i Siitonen, 2013). Com que els requisits d'hàbitat difereixen entre espècies i difereixen segons el tipus de bosc, és gairebé impossible identificar llindars de fusta morta que garanteixin la supervivència de tota la comunitat d'espècies saproxíliques (Ranius i Jonsson 2007, Jonsson i Siitonen, 2013). A més, el manteniment de comunitats estables d'espècies saproxíliques no només

depèn de la quantitat, sinó també de la qualitat dels elements estructurals i que l'estructura forestal permeti garantir aquests elements a escala no només espacial sinó també temporal.

Com a regla general, per a espècies amb nínxols ecològics restringits (especialistes) i/o espècies amb capacitat de dispersió limitada, el llindar d'extinció serà més crític (Müller i Bütler 2010).

Figura 17. *Fusta morta anellada i tombada per afavorir la biodiversitat (Fotos: Jordi Camprodon).*

A la pràctica, els llindars es poden definir amb més facilitat quan es focalitzen en una sola espècie. Tot i això, és molt més útil intentar determinar aquests llindars a nivell de comunitat. En conseqüència, té sentit tenir en compte tantes espècies com sigui possible a l'hora d'establir els llindars d'hàbitat per mantenir tota la comunitat d'espècies que depenen de, per exemple, la fusta morta (Lachat et al. 2013, Bouget et al. 2013). Müller i Bütler (2010) van fer una revisió de la literatura basada en 37 llindars per a la fusta morta. La majoria d'espècies o grups d'espècies considerades van mostrar un pic entre 20-30 m^3/ha en boscos de coníferes boreals, 30-40 m^3/ha per als boscos mixtos de muntanya i 30-50 m^3/ha per als boscos temperats centreeuropeus. Segons aquests autors, amb aquestes quantitats es pot mantenir la majoria de poblacions d'espècies saproxíliques. Tot i això, algunes espècies molt exigents necessiten una quantitat de fusta morta molt més elevada, la qual cosa suposa que és recomanable establir reserves forestals on els boscos puguin seguir una dinàmica natural perquè es puguin mantenir les quantitats de fusta morta adequades per a aquestes espècies (Jonsson i Siitonen, 2013) i generar fusta morta de diferents tipologies repartides pels diferents ecosistemes forestals de la forest per garantir la connectivitat entre poblacions (Jonsson et al. 2005).

A la taula 2, es proposen dos tipus de llindars, un per a cada índex: llindars IBP per als indicadors de la capacitat d'acollida de biodiversitat i llindars RB per als indicadors de maduresa d'un rodal. Naturalment, aquesta proposta està subjecta a

modificacions a mesura que es vagin acumulant evidències empíriques de: i) la relació entre aquests indicadors i la resposta quant a riquesa dels diferents grups taxonòmics o ii) els valors de maduresa que es poden arribar a assolir per a cada indicador en rodals madurs considerats de referència.

Per a l'IBP (Baiges et al. 2022), els valors mínims serien els considerats compatibles amb una gestió forestal multifuncional: llindars de l'IBP corresponents al valor 5 de cada indicador. Cal ressenyar que si bé assolir aquest valor mínim, per a molts grups taxonòmics pot significar un salt qualitatiu quant a biodiversitat, no vol dir que, incrementant, per exemple, la quantitat de fusta no segueixi augmentant encara més la biodiversitat associada.

Per a la maduresa els llindars proposats són els compatibles amb la dinàmica natural, és a dir, més maduresa i menor empremta humana, en definitiva, una gestió dirigida a la conservació de les funcions i els processos propis de la dinàmica natural i de la biodiversitat que porta associada. Els llindars per a cada indicador s'estableixen a partir d'un rang que, al protocol original (EUROPARC-Espanya. 2020b) va entre 0 i 10, i que va ser establert per a cadascun en el marc del projecte LIFE Redbosques. Per exemple, el rang de valors establert per al volum de fusta morta per als alzinars està entre 5 i 25 m^3/ha, és a dir, per sota de 5 m^3/ha el valor de l'indicador per a fusta morta és molt baix, a partir de 25 m^3/ha el valor és alt i els que estan entre 5 i 25 es consideren valors entre baixos i mitjans. Els valors de referència per considerar que un bosc és madur són els corresponents al valor de maduresa "alt".

TAULA 2

Valors llindar de cada indicador per a la capacitat d'acollida de biodiversitat i per a la maduresa. Per als detalls de cada variable vegeu la taula 1.

		Valor llindar			
		Molt baix	**Baix**	**Mitjà**	**Alt**
IBP Capacitat d'acollir biodiversitat **RB Maduresa**		**0** **0-0,9**	**1** **1,0-3,9**	**2** **4,0-6,9**	**5** **7,0-10**
Indicador	**Variable**				
Espècies arbòries autòctones	IBP Nre. de gèneres (individus vius o morts) RB Nre d'espècies vives	0-1 <3	2 3-4	3-4 5-6	≥5 ≥7
Àrea basal	RB Àrea basal (arbres vius) (m^2/ha)	<21,5	21,5-25,9	26-30,4	≥30,5
Classes diamètriques	RB Nre. de classes [1]	<6 <8 <6	6-8 8-10 6-8	9-11 11-13 9-11	≥11 ≥13 ≥11
Estructura vertical	IBP Nre. d'estrats de vegetació RB Nre. d'estrats arbrats	<2 <2,2	2 2,2-2,8	3-4 2,9-3,4	5 ≥3,4
Arbres grans i molt grans	IBP Abundància d'arbres grans (AG) i molt grans (AMG) (peus/ha)	<1 AMG y AG	<1 AMG y ≥1 AG	1-4 AMG	≥5 AMG
	RB Abundància d'arbres excepcionals (peus/ha) [1]	<14 <23 <33	14-25,9 23-31,9 33-41,9	26-37,9 32-40,9 42-50,9	≥38 ≥41 ≥51
Fusta morta mitjana i gran	IBP Abundància en peu mitjana (MMM) i gran (MMG) (peus/ha)	<1 FMG y FMM	<1 FMG y ≥1 FMM	1-2 FMG	≥3 FMG
	IBP Abundància a terra mitjana (FMM) i gran (FMG) (peus/ha)	<1 FMG y FMM	<1 FMG y ≥1 FMM	1-2 FMG	≥3 FMG
	RB Abundància a peu i a terra (m^3/ha) [1]	<14 <14 <8	14-25,9 14-25,9 8-16,9	26-37,9 26-37,9 17-25,9	≥38 ≥38 ≥26
	RB Proporció respecte a la viva (%)	<7,5	7,5-14,9	15-22,4	≥22,5
Dendromicrohàbitats	IBP Abundància d'arbres portadors (peus/ha) RB Nre. de tipus diferents	<2 <4	2 4	3-7 5-6	≥8 ≥7
Espais oberts amb flors	IBP Proporció de superfície sense coberta arbòria (%)	0	0	<1 o >5	1-5
Dinàmica	RB Fases silvogenètiques (fases) [2]	1 y/o 2	3 y/o 4	5 y 6	Totes
Continuïtat temporal del bosc	IBP Bosc abans de 1945 (valor)	0	0	2	5
	RB Proporció de bosc abans de 1956 (%)	0-10	11-25	26-75	≥76

[1] *Valor segons hàbitat i per ordre: 42.84 - Pinedes de pi blanc (*Pinus halepensis*); 41.7&1 - Rouredes de* Quercus humilis *(o híbrids); 45.3 - Alzinars (boscos de* Quercus ilex *o* Q. rotundifolia*)*

[2] *Es distingeixen 6 fases silvogenètiques: 1) clariana, 2) regeneració, 3) ocupació, 4) exclusió, 5) maduresa i 6) senectut*

7. PROTOCOL DE CAMP D'AVALUACIÓ CONJUNT

Els protocols de camp respectius de cada sistema d'avaluació es mantenen sense canvis, excepte en alguns detalls que es descriuen en aquest apartat. Per a l'avaluació de la maduresa cal seguir el sistema de mostreig per parcel·les (LIFE RedBosques 2018). En aquest document es descriu la metodologia de camp i els càlculs que cal fer per obtenir els indicadors de maduresa. Per a què l'avaluació de l'IBP sigui compatible amb la de Redbosques cal seguir també el sistema de mostreig de l'IBP per parcel·les (*https://cpf.gencat.cat/ca/cpf_03_linies_actuacio/cpf_transferencia_coneixement/Index-Biodiversitat-Potencial/documents-i-publicacions-relacionades-amb-libp/Fitxes_i_protocol_IBP/*).

A l'annex A.5 es troba la fitxa de camp corresponent al mostreig comú. La fitxa està dividida en dues seccions, la primera correspon a l'escala de rodal on es resumeixen els indicadors avaluats a escala de parcel·la i els indicadors que s'avaluen a escala de rodal com és el cas dels factors de context de l'IBP (Factor H, I i J) o, per exemple, el nombre de classes diamètriques diferents per a l'RB. A la secció de parcel·la, s'ha de decidir quina serà la seva mida per determinar el nombre de parcel·les necessari per mostrar la superfície requerida.

La superfície mostrejada ha de cobrir una hectàrea com a mínim i representar entre el 15% i el 50% de la superfície total, és a dir, per cada 6 hectàrees, aproximadament, cal mostrejar almenys una hectàrea. És molt recomanable fer el mostreig amb parcel·les circulars, per tant, si es fan parcel·les de 25,2 metres de radi són necessàries 5 parcel·les, si les parcel·les són de 32,6 m de radi cal fer 3 parcel·les i així successivament. Es recomana no reduir el nombre de parcel·les a menys de 3 per rodal.

El mostreig de l'IBP s'ha de realitzar sense límit per als factors C, D (fusta morta dreta, fusta morta a terra, respectivament) i factor E (arbres molt grans), encara que s'hagi superat el valor mínim per assolir la puntuació màxima de 5. L'únic que es pot mantenir el topall és per al factor F (DMH), quan s'assoleix el valor mínim de 2 arbres amb un mateix microhàbitat. Per a la resta de factors A, B, H, I i J, cal seguir la metodologia de mostreig original.

Amb aquesta proposta de mostreig l'avaluació completa és més lenta que la que es proposa a les versions dels protocols de mostreig originals.

Les diferències en el mostreig respecte als respectius protocols originals són:

- A cada parcel·la cal comptar el nombre de peus vius per classes diamètriques (CD) i espècie a partir de la CD20 (DN>17,5 cm). Les CD20 i CD25 es compten únicament els peus fins el radi de 10 m. De la CD30 a la CD55 s'han de comptar tots els peus dins el radi de mostreig escollit (25,2 m si es mostregen 5 parcel·les, 32,6 m si es mostregen 3 parcel·les, etc.). A partir de la CD60 cal mesurar i anotar el DN. Es pot fer amb forcípula o amb cinta forestal indistintament.

- Obtenir l'alçada dominant (H_0) a cada parcel·la i per a cada espècie (normalment una o dues espècies si la segona assoleix un percentatge de FCC del 30%). El valor de la H_0 s'obté de la mitjana dels 3 arbres més gruixuts de la parcel·la. Amb aquesta dada i el nombre de

peus per CD i per espècie es pot calcular el volum amb escorça dels peus vius que és necessari per obtenir la proporció de volum de fusta morta respecte a la viva.

- Per a la fusta morta a terra, de totes les peces que tinguin un diàmetre d'almenys 17,5 cm mesurar-ne la longitud fins a aquest diàmetre i el diàmetre del tronc a la meitat d'aquesta longitud. Per als peus morts en peus presents a la parcel·la, mesurar el diàmetre normal i l'alçada del tronc. Amb aquesta informació s'obté el nombre de peces a terra i en peu i es pot calcular el volum de fusta morta total (dret i a terra).

- Per als arbres vius amb DMH i per a l'IBP, s'anota el nombre d'arbres segons el tipus de DMH observat fins a un màxim de 2 arbres/ha per grup de DMH dels 15 tipus proposats (Annex A.1 i A.2). Si un arbre té diferents DMH, es compten tants arbres com DMH diferents tingui; si un mateix arbre té un DMH repetit, es compta una vegada. Per a Redbosques, s'anota el nombre de tipus diferents de microhàbitats dels 10 tipus proposats (annex A.2) que es detecten a la parcel·la. Un tipus de DMH compta si almenys n'hi ha 2 per hectàrea. Si un arbre té 2 tipus de microhàbitats diferents s'anotarà dues vegades.

Figura 18. *Mostreig de camp del protocol IBP i Redbosques (Foto: Lluís Comas)*

8. PROTOCOLS DE SEGUIMENT DIRECTE DE LA BIODIVERSITAT A ESCALA DE RODAL

En aquest apartat es descriuen les recomanacions quant als protocols de mostreig i seguiment directe de la biodiversitat per a diferents grups taxonòmics. Com es comentava a la introducció un determinat rodal pot presentar característiques que poden resultar més o menys idònies a determinades espècies, però tot i així l'espècie pot ser present o no perquè existeixen altres condicionants aliens i difícils de controlar. El seguiment directe de la biodiversitat mitjançant mètodes de mostreig estandarditzats és la millor manera de demostrar que una determinada actuació té un efecte directe en la conservació de la biodiversitat, en definitiva, que hi ha una relació causa-efecte. A llarg termini, anar establint les bases d'aquestes relacions pot ajudar a determinar quina és la millor opció de gestió en cada cas i precisar quins són els llindars òptims per millorar la biodiversitat dels diferents grups taxonòmics.

8.1. COLEÒPTERS SAPROXÍLICS

Els coleòpters saproxílics dupliquen en riquesa d'espècies tots els vertebrats, amb almenys unes 2.500 espècies ibèriques (Grove 2002). Poden distingir-se diferents gremis ecològics o funcionals segons el substrat on es desenvolupen les larves. Així, el gremi d'espècies xilòfagues colonitza les primeres fases de la descomposició de la fusta; són capaços de fragmentar-la i degradar part de les molècules orgàniques complexes que la componen (lignina, cel·lulosa i hemicel·lulosa). La fusta més degradada i barrejada amb altres restes orgàniques vegetals és l'adequada per a les espècies saproxilòfagues. Quan l'estat de descomposició de la fusta ja està molt avançat i s'acumula en forma d'humus, apareixen les espècies sapròfagues. Un gremi funcional particular el constitueixen els xilomicetòfags, les larves dels quals s'alimenten de fongs saproxílics basidiomicets, ascomicets i fongs microscòpics (Stokland et al. 2012) o bé de les diferents fases de descomposició generades per aquests fongs o dels seus productes (Alexander 2008). A aquests gremis se'ls afegeixen els depredadors especialitzats en insectes de la fusta morta i els comensalistes.

Els coleòpters saproxílics són, probablement, els indicadors ecològics i de biodiversitat, que aporten més informació sobre la biodiversitat directa del bosc i la complexitat funcional de l'ecosistema (Müller i Bütler 2010, Lassauce et al. 2013). La resposta de la comunitat d'insectes saproxílics als canvis associats a la fusta morta existent dreta o a terra és ràpida perquè són espècies que tenen un cicle de vida curt comparat amb altres grups taxonòmics (per exemple, aus i quiròpters). En aquest sentit, se sap que la comunitat de coleòpters saproxílics permet inferir sobre els canvis a la comunitat saproxílica sencera, convertint aquest grup en un dels millors bioindicadors associats a la maduresa. Per això, cal capturar una mostra representativa per a cada rodal tenint en compte també que poden existir importants limitacions de pressupost que condicionen el disseny de mostreig de camp i en particular al nombre de parcel·les per rodal. En aquest sentit cal ressenyar: i) el cost de les trampes; el temps de dedicació en la recollida de mostres i preparació; iii) la determinació de tots els coleòpters, segons família, gènere o espècie per saber-ne l'ecologia tròfica.

Es recomana instal·lar almenys tres trampes passives d'intercepció, una per parcel·la de seguiment dels indicadors indirectes. Les trampes s'han d'instal·lar de manera simultània a tots els rodals des de principis de maig a finals de juliol per fer-los coincidir amb els mesos de màxima activitat dels coleòpters saproxílics en clima mediterrani. Es recomana recollir les mostres cada 15 dies i fixar-les amb alcohol de 70º. Les trampes d'intercepció del vol tipus CROSSTRAP mini de la casa ECONEX són una bona elecció.

Figura 19. *A dalt: parcel·la BIORGEST amb trampa passiva per a coleòpters saproxílics. A baix:* Cerambyx cerdo*, coleòpter saproxílic (Fotos: Jordi Camprodon / Jordi Baucells).*

De cada mostra per separat es determinen totes les espècies de coleòpters. La resta d'artròpodes capturats es poden conservar per a estudis futurs. Es construeix una base de dades amb cada captura individualitzada per parany (= parcel·la), rodal i data de mostreig. S'hi afegeixen els camps del grup funcional saproxílics i classificació segons els diferents gremis funcionals saproxílics. Aquesta informació es pot relacionar finalment amb les dades d'estructura i composició de la parcel·la en peus vius i morts, amb la quantitat i diversitat de fusta morta dempeus i a terra i amb la diversitat dels altres grups taxonòmics (briòfits, aus, etc.).

8.2. AUS

És ben coneguda la relació positiva entre l'abundància d'aus, l'edat del rodal, la cobertura de capçades, l'estratificació vertical de la vegetació i la densitat d'arbres grans. La relació afecta el conjunt de la comunitat d'aus, però en particular els pícids i passeriformes ocupants secundaris de cavitats en arbre (Camprodon 2007). L'absència o escassetat d'arbres de certa mida (superiors a 30 cm de diàmetre normal) és crítica per a algunes espècies, com el picot negre o el pica-soques blau en boscos mediterranis (Arriero et al 2006, Camprodon 2013).

Les aus comunes forestals se censen mitjançant el mètode de les estacions d'escolta quantitatives (Telleria 1986, Bibby et al. 1992), mètode habitual en medis forestals, ja que en tractar-se de censos puntuals permet un bon assemblatge amb els inventaris forestals i de vegetació. Aquest cens és vàlid per al conjunt de la comunitat d'aus (passeriformes, pícids i colúmbids), que marquen el territori amb el cant o que són pròdigues en emissions sonores. Només s'exclouen les rapinyaires i altres aus de mida gran, discretes i de territoris amplis, d'aparició esporàdica durant els censos i que, en qualsevol cas, requeririen un protocol de mostreig específic.

Les estacions de mostreig han de coincidir amb el centre de les parcel·les dasomètriques i dels indicadors del protocol comú descrit en aquesta guia. Es comptabilitzen les espècies d'aus vistes o escoltades en quatre bandes concèntriques de 25 m, 50 m, 100 mi més enllà dels 100 m. Per a un bon assemblatge amb les variables dasomètriques

i els indicadors de maduresa i l'IBP es recomana seleccionar els contactes dins la banda de 50 m per als tractaments estadístics, banda que, a més, en boscos densos com els mediterranis és un límit controlable pel censador. La durada recomanada de cada escolta és de 20 minuts. Períodes més breus poden ometre aus que no es manifesten i períodes més llargs no aporten gaire informació addicional i consumeixen un temps que limita el nombre d'estacions per jornada.

Habitualment se censen les aus nidificants, ja que és l'època més crítica i en què les aus són especialment territorials. A hàbitats mediterranis l'època de cens recomanada és del 20 d'abril fins al 10 de juny. Es poden endarrerir en ambients d'alta muntanya. Els censos comencen des de mitja hora després de la sortida del sol fins a mig matí, de manera que permeten fer un màxim de 4-6 estacions per jornada, si els desplaçaments entre estacions no prenen molt de temps.

Per assegurar la independència total de la mostra, es recomana una estació per rodal de menys de 10 ha o bé diverses estacions separades un mínim de 400 m, coincidint amb els inventaris de l'hàbitat i després calcular la mitjana per rodal. Els pícids, que disposen de territoris més amplis que els passeriformes, acostumen a ser subestimats a les estacions d'escolta. El mateix per a les aus nocturnes (becada, enganyapastors, rapinyaires). Com que es tracta de dos grups amb alt valor indicador, es poden fer censos complementaris. Per exemple, estacions de 10 minuts separades uns 500 m, amb el suport de la reproducció d'enregistraments de les veus de cada espècie. Al març i abril (època central del zel), al matí per als pícids i durant el crepuscle i dues primeres hores de la nit per a les nocturnes. Últimament s'estan desenvolupant mètodes de detecció passiva amb enregistradores automàtiques. De moment, aquesta tecnologia és útil per censar espècies escasses, rares i/o de detecció difícil, per a les quals s'han de desenvolupar identificadors específics.

La mètrica més utilitzada en els tractaments de les dades és la riquesa específica i l'abundància total d'aus per punt de mostreig. De cara a relacionar les aus amb les variables estructurals a escala de rodal resulta molt útil classificar les espècies en gremis ecològics, per exemple: grimpadores (obtenen l'aliment a les escorces de tronc i branques dels arbres), nidificants en cavitats d'arbre, aus que nidifiquen i s'alimenten en capçades dels arbres, aus de l'estrat arbustiu del sotabosc i aus que crien i s'alimenten a terra. També es poden classificar segons la selecció de les cobertes del sòl a escala de paisatge: especialistes de bosc, generalistes (aus comunes al bosc que també es troben en espais oberts) i aus d'espais oberts (aus exclusives de matolls, pastures i/o cultius).

Figura 20. *Tallarol de garriga (*Sylvia cantillans*) una au de sotabosc i medi arbustiu i pica-soques blau (*Sitta europaea*), espècie que s'alimenta als troncs i branques gruixudes i cria en cavitats d'arbre (Fotos: Eudald Solà).*

8.3. QUIRÒPTERS

La majoria de les més de 30 espècies de quiròpters ibèrics utilitzen els boscos en algun moment del seu cicle vital, ja sigui per caçar, aparellar-se, criar, hivernar o com a refugi temporal. No obstant això, algunes espècies estan estretament lligades als ambients forestals: els anomenats ratpenats arborícoles (Guixé i Camprodon, 2018).

La capacitat d'acollida d'un bosc per als ratpenats depèn estretament de l'estructura de l'arbrat. Les densitats molt elevades dificulten els desplaçaments, els vols de caça i la cerca de refugis. Un altre factor influent és l'heterogeneïtat del perfil vertical de la vegetació i la riquesa florística, que facilita la diversitat d'artròpodes presa. Per últim, una variable determinant és la disponibilitat de cavitats en arbre particulars per a cada espècie. No val qualsevol cavitat: cada espècie de quiròpter arborícola té les seves preferències: per exemple, nius de picot per als nòctuls, petits forats per al ratpenat orellut o esquerdes sota escorça per al ratpenat de bosc. Quan la disponibilitat de bones cavitats és limitada, la capacitat d'acollida del bosc serà menor i la probabilitat de depredació, més gran (Guixé i Camprodon 2018). Una colònia de ratpenats arborícoles utilitza diverses cavitats d'un mateix rodal al llarg de l'any (Tillon et al. 2016). Els ratpenats cacen en espais oberts i beuen en punts d'aigua. Aleshores, el seu valor com a indicador s'escau més a l'escala de finca o de paisatge que la de rodal, el qual és important sobretot com a refugi.

La metodologia usada per censar els ratpenats consisteix en les estacions automàtiques d'enregistrament d'ultrasons, seguint els protocols de les estacions de seguiment Quirohàbitats. És un seguiment remot i multiespecífic. Actualment les anàlisis dels ultrasons permeten classificar els enregistraments fins al nivell d'espècie, a excepció d'alguns que es confonen entre ells i s'agrupen en "grups fònics". La bioacústica és una tecnologia en evolució constant. Hi ha diferents models de gravadores, que varien en les seves prestacions i preu, així com programari per a la identificació automàtica de grans paquets de dades.

Per aconseguir una mostra representativa de la riquesa i activitat de ratpenats al rodal és important disposar de diverses nits d'enregistrament. El protocol Quirohábitats ho estandarditza un mínim de 4 fins a 7 estacions consecutives. Per ajustar una màxima eficiència, es poden deixar les gravadores durant 7 dies, programades per gravar cada nit. D'aquesta manera es poden recollir sempre el mateix dia de cada setmana, cosa que facilita la logística si el mostreig es perllonga diverses setmanes.

Per al tractament dels enregistraments, se seleccionen aquells amb una mitjana de contactes similar, descartant els valors extrems (per exemple, nits amb pocs contactes a causa de la pluja o el vent). Poden seleccionar-se diferents períodes d'enregistrament, per exemple, un període per estació de l'any per a seguiments de tendències poblacionals a llarg termini. No obstant això, per relacionar la diversitat de ratpenats amb les variables de l'hàbitat a l'escala de rodal és millor fer el mostreig durant l'època de cria, des de finals de juny fins a mitjans de juliol, preferentment (15 de maig a 15 d'agost com a dates extremes). L'horari d'enregistrament es programa mitja hora abans de la posta del sol fins a mitja hora després de l'alba.

Els quiròpters forestals es refugien en cavitats en arbre i la seva activitat s'estén dins del bosc i als espais oberts, des d'uns centenars de metres fins a diversos quilòmetres de distància segons l'espècie. Per tant, s'emplaça una sola estació per rodal, coincidint amb la que tingui millor accés i estructura i, si és possible, la més centrada dins del rodal.

En el tractament de les dades es pren la mitjana de les estacions dasomètriques, IBP i/o Redbosques del rodal. La mètrica més utilitzada més habitual en els tractaments de les dades és la

riquesa específica mitjana i el nombre de contactes mitjà per espècie o grup fònic. De cara a relacionar millor els ratpenats amb les variables estructurals a escala de rodal resulta molt útil classificar-les en gremis ecològics. La classificació més útil és distingir entre espècies arborícoles estrictes (les que habitualment es refugien en cavitats en arbre), les d'alimentació forestal (que cacen habitualment dins del bosc) i les generalistes (poden freqüentar el bosc, però habitualment cacen en espais oberts i es refugien en fissures i cavitats a roca o edificis).

Com hem comentat, no totes les espècies són identificables. Entre aquestes figuren espècies arborícoles, com la majoria d'espècies del gènere *Myotis, Plecotus i Nyctalus*. Si interessa demanar informació sobre aquestes espècies es poden combinar les estacions d'ecolocalització amb sessions de trampeig nocturn (mitjançant xarxes de boira i arpes forestals). Les captures permeten, a més, col·locar emissors de radiofreqüència en individus capturats per intentar trobar les seves colònies i tipificar els arbres i rodals refugi. Amb una nit coberta per dos grups treballant simultàniament (per exemple, un equip dins del rodal i un altre en rierols o basses) es poden capturar la major part d'espècies.

Un altre mètode complementari de seguiment són les caixes refugi especials per acollir ratpenats. Es poden emplaçar en grups de 3 a 5 caixes per rodal d'unes 8-10 ha, separades unes quantes desenes de metres. Poden ser caixes de models diferents per tenir més probabilitat d'ocupació per diferents espècies i orientades a espais de vol, mai al sol directe. A més, constitueixen un element de millora de l'hàbitat per a espècies rares o amenaçades de quiròpters arborícoles, ja que proporciona refugis artificials on les cavitats naturals en arbre són escasses. Els quiròpters no comencen a ocupar les caixes niu fins mesos després del seu emplaçament, un cop les localitzen i s'acostumen a fer-ne ús. Així, doncs, la revisió de les caixes refugi es pot iniciar a un any vista de la seva instal·lació. Hi ha infinitat de models de caixes, alguns dissenyats per a determinades espècies. Poden ser de fusta o de "ciment de fusta". S'instal·len penjades d'una branca o lligades o clavades al tronc a les clarianes del bosc o al llarg d'un camí forestal, a uns 3-5 metres d'alçada. La revisió és diürna i és recomanable fer-la al juny-juliol (època de cria) i al setembre-octubre (època d'aparellament). Es recomanen models de caixa amb obertura a la base, que es puguin revisar amb un focus des del peu de l'arbre, sense necessitat de pujar a l'arbre i obrir-la. A la tardor l'ocupació acostuma a ser més gran, ja que els ratpenats es concentren en cavitats i caixes per aparellar-se. La manipulació de ratpenats ha d'anar a càrrec d'un especialista amb els permisos de captura en regla.

Figura 21. *Nòctul petit (*Nyctalus leisleri*) (Foto: Xavier Florensa).*

Figura 22. *Caixa refugi per a ratpenats (Foto: Jordi Bas).*

8.4. BRIÒFITS

Les molses i hepàtiques (briòfits) es desenvolupen en condicions d'humitat elevada, per la qual cosa solen associar-se a dossers tancats. Abunden a les obagues i, a petita escala, a les parts amb menys insolació dels troncs i grans roques. En condicions d'humitat molt elevada, associada a boires freqüents, poden cobrir extensos mantells verds. En condicions més habituals creixen preferentment en substrats més duradors, com ara els afloraments de roca i les soques, sota condicions d'humitat i temperatura que es donen típicament a l'interior dels boscos. Les molses participen en la conservació de la humitat ambiental de la fusta i el terra, acció benefactora d'altres espècies com fongs, plantes vasculars i invertebrats. Precisament constitueixen l'hàbitat de petits invertebrats com nematodes i mol·luscs. Tot i que es poden trobar a qualsevol bosc que compleixi els seus requisits d'humitat, temperatura i insolació, els dossers tancats i les condicions d'estabilitat més prolongada dels boscos madurs poden facilitar-ne la riquesa específica i l'abundància. A més, s'han descrit diverses espècies característiques d'estats avançats de descomposició de la fusta (Crites i Dale 1998).

El mostreig de briòfits es basa a estimar la riquesa taxonòmica del rodal i mesurar de manera fiable la cobertura d'una mostra representativa d'espècies en una mostra de substrats, amb més atenció per les molses epífites sobre escorça de tronc viu d'arbre. El treball de camp és vàlid en diferents èpoques de l'any, ja que es poden identificar les espècies a partir de l'aspecte extern del gametòfit. Les estacions de mostreig han de coincidir amb el centre de les parcel·les dasomètriques i dels indicadors del protocol comú descrit en aquesta guia. En cas que la zona central no tingués unes característiques adequades per al mostreig (per exemple, excessiva heterogeneïtat que pogués donar lloc

a unes dades no representatives), es busca alguna zona propera, però sempre dins del rodal i en una posició el més allunyada possible dels seus límits.

Es recomana que l'àrea de mostreig sigui de 10 metres de radi. Per a cada parcel·la es llisten totes les espècies de briòfits presents a tots els substrats (fusta viva i morta, roques, talussos i sòl), així com una estimació de la cobertura (amb un interval de valors del 5% excepte per a les cobertures més baixes, que és de l'1%). En el cas dels briòfits que viuen sobre les roques només es fa una estimació visual de la seva cobertura, atesa la dificultat de fer un marcatge permanent de l'àrea mostrejada en roca.

Pel mostreig dels briòfits epífits s'escullen 5 arbres que no estiguin marcats per tallar-los. Se seleccionen aquells amb cobertura significativa de molses i hepàtiques (es descarten aquells arbres sense cap briòfit) i amb característiques físiques el més estables possible (bon estat de salut, verticalitat del tronc, etc.). Es descarten els arbres malalts o amb deformitats importants del tronc, sempre que sigui possible. De cada arbre es mesura el diàmetre normal i se n'anota l'espècie, així com qualsevol observació sobre el seu estat vital. Només se seleccionen arbres de mida determinada, per exemple, amb un diàmetre normal igual o superior a 20 cm. Per localitzar els arbres en el futur, es recomana posar una placa numerada a la base del tronc.

Per a cada arbre es fan 4 inventaris dins un marc o quadrícula de 10 x 20 cm adossat al tronc. Dos s'orienten al nord i dos al sud. Dos inventaris s'emplacen a una alçada de 15 cm (corresponent a la base del tronc) i dos més a 100 cm a les mateixes orientacions. Dins la quadrícula s'apunten totes les espècies de briòfits i se n'estima la cobertura. El centre de la part superior de la quadrícula es marca amb dos claus de metall per poder localitzar-lo en el futur. També s'explora la resta del tronc per veure si hi ha altres espècies que no estiguin incloses dins dels inventaris, i se n'anota la presència. Per acabar de completar el catàleg de briòfits epífits, es mostregen la resta d'arbres de la parcel·la dasomètrica, anotant la simple presència de les espècies de briòfits no trobades als inventaris de 10 x 20 cm.

Figura 23. *Presa de dades de briòfits i detall d'una soca d'alzina coberta de molses en una obaga durant el mostreig en un alzinar a la Garrotxa. L'àrea delimitada pel marc intern de la cartolina negra és una quadrícula de 10 x 20 cm, dins del qual es fa una estimació de la cobertura de cada espècie. L'alçada sobre el tronc es mesura amb cinta mètrica i les mostres es recullen amb una navalla (Fotos: Miquel Jover).*

Després de cada jornada de camp, les mostres s'assequen per evitar-ne la degradació, principalment per evitar l'aparició de fongs. A l'hora de fer la identificació es rehidraten i els diferents caràcters de valor taxonòmic s'observen mitjançant una lupa binocular o microscopi. Entre les guies de determinació es poden citar la *Flora dels Briòfits dels Països Catalans* (Cases et al. 2003, Casas et al. 2004) i la *Flora Briofítica Ibèrica* (Guerra et al. 2006, Brugués et al. 2007, Guerra et al. 2010, Guerra et al. 2018). Les mostres ja determinades és recomanable conservar-les en un herbari.

La mètrica més utilitzada més habitual en els tractaments de les dades és la riquesa específica i la cobertura mitjana per arbres mostrejats i/o per rodal. Amb vista a relacionar molses i hepàtiques amb les variables estructurals a escala de rodal resulta molt útil classificar les espècies en gremis ecològics. Per exemple, segons l'estratègia vital (colonitzadors pioners, itinerants de vida curta o llarga, perennes, perennes competitives i perennes tolerants a l'estrès), acidesa del sòl (espècies basòfiles, neutròfiles o acidòfiles), humitat ambiental (xeròfiles, mesòfiles o higròfiles), temperatura (termòfiles, mesotermòfiles, criòfiles o indiferents), temperament (espècies d'ombra, mitja ombra o llum) i més o menys tolerants a factors antròpics.

8.5. FONGS AFILOFORALS

Les xarxes de miceli dels fongs i els bacteris exerceixen la funció ecològica essencial de degradar la matèria orgànica (fusta, fulles, teixits animals, etc.) i fixar bona part dels elements minerals alliberats durant la descomposició. D'aquesta manera, redistribueixen aquests elements essencials per al creixement vegetal en un radi de diversos metres. Les micorrizes del terra també juguen un paper essencial en el funcionament dels boscos. Els fongs influeixen en l'estructura i la dinàmica del rodal, per això condicionen l'hàbitat per a altres espècies. Els canvis en les condicions microclimàtiques per obertura del dosser o efecte vora poden perjudicar les espècies més sensibles a la humitat ambiental.

Els fongs incrementen la biodiversitat de forma molt significativa, arribant a més de 200 espècies en 0,5 ha en un bosc de planifòlies mixt amb 100 anys sense intervencions (Langlois 2000) fins a més de 2000 per a tot el bosc vell de planifòlies de Bialowieza (Falinski 1991). Els boscos madurs sovint acullen més del doble de fongs saproxílics que no pas boscos gestionats per a l'obtenció de fusta (Sippola i Renvall 1999).

Entre les afiloforals, la família de les poliporàcies ofereix interessants perspectives d'estudi de continuïtat espacial de les variables de maduresa. Poden colonitzar hàbitats que són efímers, dispersos i apareixen a l'atzar (arbres morts o moribunds). Encara que algunes de les seves espores (en produeixen uns quants milers per hora i per cm2) poden ser transportades a llargues distàncies (diversos centenars de quilòmetres), la majoria cauen a la proximitat immediata dels fongs (Stenlid i Gustafsson 2001). Si la densitat i la taxa de renovació dels grans arbres morts és massa baixa, el flux genètic entre poblacions de fongs saproxílics es pot veure seriosament compromès.

Els fongs es mostregen en parcel·les de 10x10 m coincidint amb el centre de les parcel·les de caracterització de l'hàbitat. A cadascuna de les parcel·les es realitza un inventari micològic de l'ordre *Aphyllophorales*. És interessant incloure també els carpòfors efímers de les espècies del terra i altres substrats, per tenir una idea de la diversitat total de fongs. No obstant això, com que és una fructificació molt condicionada per l'època de l'any i la pluviometria, aquestes dades són difícilment comparables entre anys. A cada parcel·la es llisten totes les espècies de fongs presents, així com una estimació de la producció a través de la recollida de carpòfors. Pel cas dels fongs que creixen sobre els troncs vius o morts (corticioides, poroides, etc.), s'anota el nombre de carpòfors o el nombre de flotes, i es mesuren per estimar la producció per superfície arbòria (per exemple, per àrea basal). En el cas de fongs

que no permeten el recompte de carpòfors, es mesura la superfície ocupada per aquests i s'estimen classes d'abundància (en el cas d'aquest tipus de fongs es fa un submostreig dins de la parcel·la).

Després de cada jornada de camp les mostres s'identifiquen, es pesen i es compten per posteriorment assecar-les per evitar-ne la degradació. Si els carpòfors no es poden identificar fins a un nivell específic al camp, es pren una mostra que es determina al laboratori (Martínez de Aragón et al. 2007). Es recomana conservar les mostres ja determinades en un herbari micològic.

Per conèixer la composició i la freqüència d'aparició del conjunt de la comunitat fúngica (fongs sapròfits, paràsits, micorrízics, etc.), es recullen mostres de sòl i fusta per a l'extracció de miceli (Castaño et al. 2018). Per exemple, cinc mostres de sòl per parcel·la. La determinació es realitza mitjançant anàlisi de metagenòmica.

Figura 24. Fomitopsi pinicola *en una soca de pi i* Tremella mesenterica *sobre fusta molt descomposada colonitzada també per molses (Fotos: Jordi Camprodon / Juan Martínez d'Aragó).*

8.6. FLORA VASCULAR

La flora vascular als boscos reflecteix la diversitat de microhàbitats (afloraments de roca, abrics ombrívols, punts d'aigua, etc.) i les condicions ambientals presents (des de clarianes de bosc a boscos molt tancats). Les plantes vasculars pròpies de fases avançades de maduresa són poques i difereixen d'una regió a l'altra (Peterken 1996, McComb i Lindenmayer 1999). Així, una espècie descrita en una regió biogeogràfica com a associada a boscos madurs pot aparèixer en boscos productius o en hàbitats oberts en altres condicions bioclimàtiques (Hermy et al. 1999), cosa que dificulta l'ús de les plantes vasculars com a indicadores de maduresa. D'altra banda, l'escassetat d'etapes de maduresa i senectut fa que moltes espècies lligades a aquests boscos siguin rares o estiguin amenaçades (Wulf 1997).

Els boscos madurs tenen, en general, una proporció més gran d'espècies tolerants a l'ombra, en cas que hi hagi un tancament de capçades, i

diversitat de tipus biològics, entre ells arbustos i lianes (EUROPARC-España, 2020a). La continuïtat en el temps del dosser facilita la major freqüència d'espècies amb poca capacitat de dispersió i/o colonització i espècies relictes, aïllades de les poblacions d'origen o molt explotades en el passat, com el teix (*Taxus baccata*). Les aclarides poden augmentar la riquesa específica total d'un rodal en afavorir el desenvolupament d'heliòfiles, entre les quals hi ha espècies de prats i nitròfiles arbustives, com els esbarzers (*Rubus ssp.*).

La flora vascular es mostreja mitjançant inventaris florístics. Habitualment, en boscos es fan en parcel·les de 10 m de radi, encara que es pot adaptar el mètode en funció dels objectius (per exemple, grups taxonòmics a inventariar) i de l'esforç. S'estima la cobertura de cada espècie mitjançant percentatges. Per exemple, en intervals del 5% o, per facilitar-ne el mostreig, en els intervals habituals utilitzats en inventaris florístics, seguint l'índex d'abundància-dominància de Braun Blanquet (+: planta escassa o de cobertura molt baixa, inferior al 5%; 1: planta abundant però de cobertura baixa o bé planta escassa amb cobertura entre el 5-10%; 2: planta molt abundant però de cobertura baixa o bé planta amb cobertura entre el 10-25%; 3: cobertura entre el 25-50 %; 4: cobertura entre el 50-75%; 5: cobertura superior al 75%). L'època de mostreig ha de coincidir amb el màxim creixement vegetatiu de les espècies anuals, plurianuals i geòfites. A hàbitats mediterranis el mes de maig és el que coincideix amb el màxim creixement vegetatiu i floració de la majoria de les espècies. Per millorar el rendiment, es poden fer dos inventaris, un a principis de primavera (març-abril) i un altre a l'estiu (juny-juliol). El primer període és especialment interessant per localitzar les espècies geòfites, especialment sota arbrat de fulla caduca, ja que solen emergir abans que els arbres desenvolupin completament les fulles.

Es recomana un transsecte en creu per estimar la presència d'espècies de flora del catàleg de flora amenaçada de Catalunya i del llibre vermell d'espècies amenaçades de Catalunya (Sáez et al. 2010). S'hi han d'incloure, a més, totes les espècies protegides (grèvol i teix), els endemismes i tàxons rars, les arbustives productores de fruit, les espècies característiques fitosociològicament dels hàbitats o les que podien tenir un interès per establir prescripcions tècniques de gestió específiques. Els transsectes en creu es reparteixen entre els 4 punts cardinals (N, E, S i O) des del centre de la parcel·la de mostreig ha de coincidir amb el centre de les parcel·les de caracterització de l'hàbitat. Es recomana una longitud de 25 m a cada eix, des del centre de l'estació amb una banda de 4 m, 2 m a cada costat de la línia de progressió, una amplada de banda que permet controlar les espècies presents. Els vèrtexs es poden assenyalar amb una estaca de fusta per a la posterior replicació. El total inventariat és de 100 m per parcel·la. Es registra el nombre de peus, la fenologia, la vitalitat i s'estima la cobertura dels estrats arbustiu i arbori.

Figura 25. *Teix (*Taxus baccata*), els fruits del qual són dispersats per les aus, especialment pel tord comú (*Turdus philomelos*), el niu del qual en un grèvol (*Ilex aquifolium*) es pot apreciar-se a la imatge de la dreta, trobat en un rodal de roureda del LIFE BIORGEST (Fotos: Jordi Camprodon).*

9. REFERÈNCIES

Albouy V., Richard D. 2019. Guía de los coleópteros de Europa. Editorial Omega, Barcelona. 400 pp.

Alexander, K. N. A. 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: Issues of definitions and conservation language. Revue d'Écologie La Terre et la Vie, 63: 1-5.

Ardelean, I. V., Keller, C., Scheidegger, C. 2015. Effects of management on lichen species richness, ecological traits and community structure in the Rodnei Mountains National Park (Romania). PLoS One, 10 (12): e0145808.

Arriero, E., Sanz, J. J., Romero-Pujante, M. 2010. Habitat structure in Mediterranean deciduous oak forests in relation to reproductive success in the Blue Tit Parus caeruleus. Bird Study, 53 (1): 12-19. *https://doi.org/10.1080/00063650609461411*

Avery, M., Leslie, R. 1990. Birds and Forestry. T i A.D. Poyser. London. 299 p.

Avila-Cabadilla, L. D., Stoner, K. E., Henry, M., y Añorve, M. Y. A. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. Forest Ecol. Manage., 258 (6): 986–996. *https://doi.org/10.1016/j. foreco.2008.12.011*

Baiges, T., Cervera, T., Palero, N., Gonin, P., Larrieu, L. 2022. El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) como herramienta de apoyo a la gestión forestal: fundamentos y aplicaciones en Cataluña. Actas del 8ª CFE. SECF.

Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. Forest Ecol. Manage., 258(4), 525–537. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053*

Bauhus, J., Forrester, D. I., Gardiner, B., Jactel, H., Vallejo, R., Pretzsch, H. 2017. Ecological Stability of Mixed-Species Forests. In: Pretzsch, H., Forrester, D., Bauhus, J. (eds). Mixed-Species Forests. Springer, Berlin, Heidelberg. *https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_7*

Bauhus, J., Baber, K. and Müller, J. 2019. Dead Wood in Forest Ecosystems. Oxford Bibliographies. Ecology. Oxford Bibliographies. *https://doi.org/10.1093/OBO/9780199830060-0196*

Belinchón, R., Martínez, I., Aragón, G., Escudero, A., De la Cruz, M. 2011. Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. Fungal Biology, 115 (12): 1270-1278. *https://doi.org/10.1016/j.funbio.2011.09.003*

Bibby, C.J., Burgess, N. D. y Hill, D. A. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London. 257 pp.

Bobiec, A., Gutowski, J. M., Laudenslayer, W. F., Pawlaczyk, P., Zub, K. 2005. The afterlife of the tree WWF Poland, Warszawa.

Boch, S., Prati, D.m Hessenmöller, D., Schulze, E., Fischer, M. 2013. Richness of lichen species, especially of threatened ones, is promoted by management methods furthering stand continuity. PLoS One, 8(1): e55461.

Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. Biodivers. Conserv., 22: 2111–2130. *https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3013-0531-3*

Brugués M., Cros R. M., Guerra J. (eds.) 2007. Flora Briofítica Ibérica. Sphagnales, Andreaeales, Polytrichales, Tetraphidales, Buxbaumiales, Diphysciales. Vol. I. Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología, Murcia. 183 pp.

Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., Blasi, C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. Forest Ecol. Manage., 291: 458–479. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020*

Buse, J., Levanony, T., Timm, A., Dayan, T., Assmann. T. 2010. Saproxylic beetle assemblages in the Mediterranean region: Impact of forest management on richness and structure. Forest Ecol. Manage., 259 (8): 1376-1384. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.004*

Bütler, R., Lachat, T. 2009. Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxylische Biodiversität. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 160 (11): 324–333. *https://doi.org/10.3188/szf.2009.0324*

Bütler R., Lachat T., Larrieu L., Paillet Y. 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Camprodon, J. 2007. Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. Edicions Universitat de Barcelona, pp. 173-228.

Camprodon J., 2013. Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans. CTFC & Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. 223 pp.

Camprodon, J., Campión, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J. L., Senosiain, A. 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. Edicions Universitat de Barcelona, pp. 391-434.

Camprodon, J., Guixé, D., Flaquer, C. 2009. Efecto de la gestión forestal sobre los quirópteros en hayedos de Cataluña. Galemys, 21: 195-215.

Camprodon, J., Guixé, D., Sazatornil, V. 2018. Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio. Life+-PINASSA. Edita Centre de la Propietat Forestal, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. 77 pp.

Camprodon, J., Salvanyà, J., Soler-Zurita, J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of the NE Iberian Peninsula. Acta Ornithologica, 43 (1): 17-31. *https://doi.org/10.3161/000164508X345293*

Casas C., Brugués M., Cros R. M. 2003. Flora dels briòfits dels Països Catalans. Vol. I, molses. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Casas C., Brugués M., Cros R. M. 2004. Flora dels briòfits dels Països Catalans. Vol. II, hepàtiques i antocerotes. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Castaño, C., Alday, J. G., Lindahl, B. D., Martínez de Aragón, J., de-Miguel, S., Colinas, C., Parladé, J., Pera, J., Bonet. J. A. 2018. Lack of thinning effects over inter-annual changes in soil fungal community and diversity in a Mediterranean pine forest. Forest Ecol. Manage., 424: 420-427. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.004*

Chinery, M. 2005. Guía de campo de los insectos de España y Europa. Editorial Omega, Barcelona. 402 pp.

Crites, S., Dale, M. R. T. 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. Can. J. Bot., 76: 641-651.

Dajoz, R. 1974. Les insectes xylophages et leur rôle dans la dégradation du bois mort. En: Pesson, P. (ed.). Écologie forestière. La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune. Gauthier-Villars, Paris, pp. 257–307.

De la Peña-Cuéllar, E., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L. D., Martínez- Ramos, M., Estrada, A. 2012. Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. Biodiversity and Conservation, 21(6): 1381–1397. *https://doi.org/10.1007/s10531-012-0249-7*.

De Zan, L., R., Battisti, C., Carpaneto, G. M. 2014. Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. Community Ecology 15(2): 235-245. *https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.12*

Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. 2006. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society, 81: 163-82. *https://doi.org/10.1017/S1464793105006950*

Dudley, N., Vallauri, D. 2004. Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. WWF report 16 pp.

Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J. D., Moares, C., 2002a. Irreversible Impact of Past Land Use On Forest Soils and Biodiversity. Ecology, 83: 2978–2984. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2

Dupouey, J.-L., Sciama, D., Koerner, W., Dambrine, E. 2002b. La végétation des forêts anciennes. Revue forestière française, 54 (6): 521-532.

Ellis, C. J. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 14: 131–152. *https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001*

Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P., 2013. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Document technique. Paris. Institut pour le développement forestier. 56 pp.

EUROPARC-España. 2020a. Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. *https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/*.

EUROPARC-España. 2020b. Red de Rodales de Referencia. Manual técnico. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. *https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/*.

Falinski, J. B. 1991. Le Parc National de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne. Rev. For. Fr., 43: 190-206.

FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings. Rome. *https://doi.org/10.4060/ca8753en*

Fenton, M. B. 1989. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. Canadian Journal of Zoology, 68: 411-421. *https://doi.org/10.1139/z90-061*

Ferris, R., Humphrey, J. W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. Forestry, 72: 313–328. *https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.313*

Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D. A., Tappeiner, J. C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention systems. In Kohm K. A., Franklin J. F. (eds.). Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Forest Management. Island Press, pp. 111–139.

Gao, T., Nielsen, A. B., Hedblom, M. 2015. Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. Ecological Indicators, 57: 420–434. *https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.028*

Gilg, O. 2005. Old-Growth Forests: characteristics, conservation and monitoring. L'Atelier technique des espaces naturels & Réserves Naturelles de France. 52 pp.

Gonin, P., Larrieu, L., Martel, S. 2012. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) en région méditerranéenne. Forêt Méditerranéenne, XXXIII n°2, pp. 133-141.

Gosselin, F., Nageleisen, L-M., Bouget, C., 2004. Réflexions pour mieux gérer le bois mort en faveur de la biodiversité. Forêt entreprise, 438: 26-29.

Gossner, M. M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., Floren, A., Linsenmair, K., E., Steffan-Dewenter, I., Detlef Schulze, E., Weisser, W. 2016. Deadwood enrichment in European forests. Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? Biological Conservation, 201: 92-102. *https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032*

Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience, 41: 540-551. 10.2307/1311607.

Grove, S. J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33, 1–23. *https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33 010802.150507*

Guerra, J., Cano, M. J., Cros, R. M. 2006. Flora Briofítica Ibérica Vol. 3, Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología Murcia, Murcia.

Guerra J., Brugués M., Cano M. J., Cros R. M. (eds.). 2010. Flora Briofítica Ibérica. Funariales, Splachnales, Schistostegales, Bryales, Timmiales. Vol. 4. Murcia: Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología. 317 pp.

Guerra J., Cano M. J., Brugués M. (eds.). 2018. Flora Briofítica Ibérica. Hypnales. Vol. 6. Murcia: Universidad de Murcia, Sociedad Española de Briología. 463 pp.

Guixé, D., Camprodon, J. (eds.). 2018. Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 274 pp.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A. L. D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I. 2019. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio. *https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1*

Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research, 15: 133–302. *https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X*

Harmon, M., 2002. Moving towards a New Paradigm for Woody Detritus Management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181, pp. 929–944.

Harrap, S., Quinn, D. 1996. Tits, Nuthatches and Treecreepers. Christopher Helm. London. 463 pp.

Hermy, M., Verheyen, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Ecological Research, 22: 361-371. *https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_1*

Hermy, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation, 91: 9-22. *https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2*

Herrault, P. A., Larrieu, L., Cordier, S., Gimmi, U., Lachat, T., Ouin, A., Sarthou, J. P., Sheeren, D., 2016. Combined effects of area, connectivity, history and structural heterogeneity of woodlands on the species richness of hoverflies (Diptera: Syrphidae). Landsc. Ecol., 31: 877–893. *https://doi.org/10.1007/s10980-015-0304-3*

Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J. 2018. Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology, 55(6): 2756–2766. *https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238*

Hofmeister, J., Hosek, J., Brabec, M., Dvorák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Koiž, M., Borovioka, J., Boták, J., Vašutová, M., Malíoek, J., Palice, Z., Syrovátková, L., Steinová, J., Cernajová, I., Holá, E., Novozámská, E., Cížek, L., Iarema, V., Baltaziuk, K., Svoboda, T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. Ecological Indicators, 57: 497-504. *https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.015*

Holling. C. S. 1992. Cross-scales in ecosystems. Ecol. Monoogr., 62: 447-502. *https://doi.org/10.2307/2937313*

Hunter, M. L., Jacobson, G. L., Webb, T. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. Conservation Biology, 2: 375–385. *https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00202.x*

Jacobs, J. M., Spence, J. R., Langor, D. W. 2007. Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic beetles. Agricultural and Forest Entomology, 9 (1): 3–16. *https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00310.x*

Jonsson, B. G., Kruys, N., Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. Silva Fennica, 39 (2): 289–309.

Jonsson, G., Siitonen, J. 2013. Managing for target species. in: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F., Ódor, P. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. Biodiversity and Conservation, 22: 209–223. *https://doi.org/10.1007/s10531-012-0415-y*

Kirby, K. J., Drake, C. M., 1993. Dead Wood Matter: The Ecology and Conservation of Saproxylic Invertebrates in Britain. English Nature Science, No. 7. Peterbourough, UK.

Komonen, A., Müller, J. 2018. Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. Conservation Biology, 32 (3): 535–545. *https://doi.org/10.1111/cobi.13087*

Kraus D., Bütler R., Krumm F. Lachat T. Larrieu L. et al. 2016. Catalogue of tree microhábitats – Field reference list. Integrate + Technical Paper Nr. 13. 16Ss.

Kriebitzsch, W-U., Bültmann, H., von Oheimb, G., Schmidt M., Thiel, H., Ewald, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Kuusinen, M., Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old- growth and managed Picea abies stands in southern Finland. Journal of Vegetation Science, 9(2): 283–292. *https://doi.org/10.2307/3237127*

Lachat T, Bouget C, Bütler, R., Müller J. 2013. Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. in: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Langlois, D. 2000. Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial. Cleron, Doubs Nature Environnement.

Larrieu, L., Gonin, P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. Revue Forestière Française, 6: 727-748. *https://doi.org/10.4267/2042/28373ff.ffhal-03449570f*

Larrieu, L., Cabanettes, A. 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. Canadian Journal of Forest Research, 42 (8): 1433–1445. *https://doi.org/10.1139/x2012-077*

Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., Deconchat, M. 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. Forest Ecol. Manage., 334: 163–173. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007*

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., Vande-kerkhove, K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. Ecological Indicators, 84: 194–207. *https://doi.org/10.1016/j. ecolind.2017.08.051*

Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J. M., Tillon, L., Bouget, C. 2019. Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. Ecological Indicators, 104: 116–126. *https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085*

Lassauce, A., Larrieu, L., Paillet, Y., Lieutier, F., Bouget C. 2013. The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: Implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. Insect Conserv. Divers., 6: 396-410. *https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00214.x*

LIFE RedBosques. 2018. Manual de campo para la identificación de rodales de referencia. Fase II: Identificación mediante parcelas. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. Proyecto LIFE Redcapacita_2015. Deliverable B3.2. 53 pp. *https://redbosques.eu/documentacion-tecnica/*

Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Botkin, D. B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. Conserv. Biol., 14 (4): 941–950. *https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x*

Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F. 2002. Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington, DC.351 pp.

Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biol. Conserv., 131 (3): 433–445. *https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019*

Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., Franklin, J. F. 2012. Global Decline in Large Old Trees. Science, 338 (6112): 1305–1306. *https://doi.org/10.1126/science.1231070*

Macarthur, R. H., Macarthur, R. W. 1961. On bird species diversity. Ecology, 42: 594-598.

Maes, J. 2010. Freshwater biodiversity Status, trends, pressures and challenges. European Commission and Institute for Environment and Sustainability.

Maleque, M. A., Ishii, H. T., Maeto, K. 2006. The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. J. For., 104: 113–117. *https://doi.org/10.1093/jof/104.3.113*

Martínez de Aragón, J., Bonet, J. A., Fischer C. R., Colinas, C. 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. Forest Ecol. Manage., 252 (1–3): 239-256. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.040*

Mason, F., Zapponi, L. 2015. The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. iForest - Biogeosciences and Forestry, 9 (2): 205-216. *https://doi.org/10.3832/ifor1657-008*

McComb, W., Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. In: Hunter Jr, M. L. (ed.). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 335-372.

McMinn, J. W., Crossley, D. A. 1996. Biodiversity and Coarse Woody Debris in Southern Forests. USDA Forest Service General Technical Report SE-94, 156 pp.

Micó, E., Marcos-García, M. A., Galante E. (eds.). 2013. Los insectos saproxílicos del Parque Nacional de Cabañeros. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 145 pp.

Müller, J. Bütler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. European Journal of Forest Research 129:981–992. *https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5*

Napal, M., Garin, I, Goiti, U., Salsamendi, E., Aihartza, J. 2009. Selection of maternity roosts by Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817) in the Southwestern Iberian Peninsula. Acta Chiropterologica, 11 (2): 425-433. *https://doi.org/10.3161/150811009X485648*

Nascimbene, J., Ylisirniö, A-L, Pykälä, J., Giordani P. 2013. Lichens: sensitive indicators of changes in the forest environment. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. Biological Conservation, 70: 265-276. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4

Parisi, F., Di Febbraro M., Lombardi, F., Biscaccianti, A. B., Campanaro, A., Tognetti, R., Marchetti, M. 2019. Relationships between stand structural attributes and saproxylic beetle abundance in a Mediterranean broadleaved mixed forest. Forest Ecol. Manage., 432: 957-966. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.040*

Parisi, F., Frate, L., Lombardi, F., Tognetti, R., Campanaro, A., Biscaccianti, A. B., Marchetti, M. 2020. Diversity patterns of Coleoptera and saproxylic communities in unmanaged forests of Mediterranean mountains. Ecological Indicators, 110: 105873. *https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105873*

Peterken, G. F. 1996. Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge, Cambridge University Press. 523 pp.

Quinto, J., Micó, E., Galante, E., Martinez-Falcón, A., Marcos-García. M. A. 2014. Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. Insect Conserv. Divers. doi:10.1007/s10841-014-9705-xwoodlands. Insect Conserv. Divers. doi:10.1007/s10841-014-9705-x

Ramilo 2018. La comunidad de coleópteros saproxílicos en bosque mediterráneo: factores ambientales que condicionan sus ensambles. Universidad de Alicante. *http://hdl.handle.net/10045/86894*

Ranius, T., Hedin J., 2001. The dispersal rate of a beetle, Osmoderma eremita, living in tree hollows. Oecologia,126(3):363-370. *https://doi.org/10.1007/s004420000529*

Ranius T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. Biol. Conserv., 103: 85–91. *https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00124-0*

Ranius, T., Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests. Journal for Nature Conservation, 15: 120–130. *https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.02.001*

Redecker, D., Szaro, T. M., Bowman, R. J., Bruns, T. D. 2001. Small genets of Lactarius xanthogalactus, Russula cremoricolor and Amanita francheti in late-stage ectomycorrhizal successions. Molecular Ecology, 10(4): 1025–1034. *https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01230.x*

Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. Forest Ecol. Manage., 255 (1): 1–15. *https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016*

Rossi, M., Vallauri, D. 2013. Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 pp.

Russo, D., Cistrone, L., Jones, G., Mazzoleni, S. 2004. Roost selection by barbastelle bats (Barbastella barbastellus, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. Biol. Conserv., 117: 73–81. *https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00266-0*

Sáez, Ll., Aymerich, P., Blanché, C. 2010. Llibre vermell de les plantes vasculars endèmiques i amenaçades de Catalunya. Argania Editio. 811 pp.

Samuelsson, J., Gustafsson, L., Ingelog, T. 1994. Dying and Dead Trees: A Review of their Importance for Biodiversity. Swedish Environmental Protection Agency Report 4306, Uppsala.

Schnitzler, H. U., Kalko, E. K. V. 2001. Echolocation by insect-eating bats. BioScience, 51:557-569. *https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2*

Schowalter, T. D. 1995. Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. Forest Ecol. Manage., 78: 115–125. *https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03592-4*

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as example. Ecological Bulletins, 49: 11–41. *https://www.jstor.org/stable/20113262*

Sippola, A. L., Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. Forest Ecol. Manage., 115: 183-201. *https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00398-3*

Speight, M. C. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe.

Stein, A., Kreft, H. 2015. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. Biological Reviews, 90 (3): 815–836. *https://doi.org/10.1111/brv.12135*

Stenlid, J., Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? Ecological Bulletins, 49: 85-91. *https://www.jstor.org/stable/20113266*

Stokland, J., Tomter, S., Söderberg U. 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia: 207-226. In: Marchetti M. (ed). Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - From ideas to operationality, EFI workshop, 12 au 15 November 2003, Firenze, Italy, Vol. 51.

Stokland, J., Siitonen, J., Jonsson, B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. 509 pp.

Tellería, J. L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raíces, Madrid. 278 pp.

Thingstad, P. G. 1997. Challenges to conservation of biological diversity in boreal forestry landscape, a case study using bird guilds as environmental indicators. Fauna Norv. Ser. C. Cinclus, 20: 49-68.

Tillon, L., Bouget, C., Paillet, Y., Aulagnier, S. 2016. How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? Eur. J. Forest. Res., 135: 433–449. *https://doi.org/10.1007/s10342-016-0944-0*

UICN 2022. Freshwater and water security. *https://www.iucn.org/theme/water/our-work/thematic-work/freshwater-biodiversity*

Vallauri, D., André, J., Blondel, J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport WWF, Paris. 34 pp.

Vallauri, D., André, J., Dodelin B., Eynard-Machet, R., Rombaud, D. (coord.). 2005. Bois mort et à cavités, une clé pour les forêts vivantes. Éditions Tec y Doc, Paris. 405 pp.

Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. Biological Conservation, 144 (1): 441–450. *https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030*

WCFSD, 1999. Summary report: World Commission on Forests and Sustainable Development, World Commission on Forests and Sustainable Development, Winipeg, Canada. 40 pp.

Wermelinger, B., Lachat, T., Müller, J. 2013. Forest insects and their habitat requirements. In: Kraus D., Krumm F. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 1 i 2. Cambridge University Press, Cambridge. 539 pp.

Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. Ecology, 55: 1017-1029.

Winkler, H., Christie, D. A., Nurney, A. D. 1995. Woodpeckers. A guide to the Woodpeckers, Puirlets and Wrynecks of the World. Pica Press. Sussex. 406 pp.

Wirth C., Gleixner G., Heimann M. (eds.). 2009. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value. Springer-Verlag. Berlin. Ecological Studies, Vol. 207.

Wohl, E. 2016. Messy rivers are healthy rivers: The role of physical complexity in sustaining ecosystem processes. In Constantinescu, G., Garcia, M., Hanes, D. (eds.). River Flow. CRC Press. Iowa City, pp. 24–27.

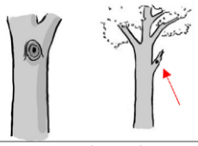
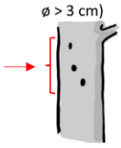
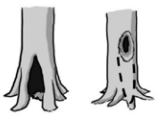
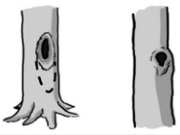
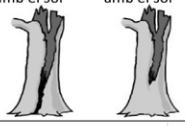
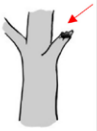
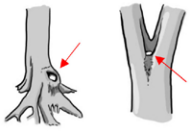
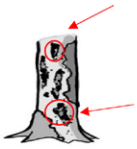
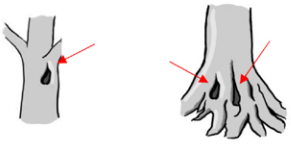
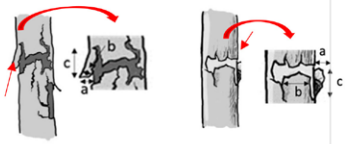
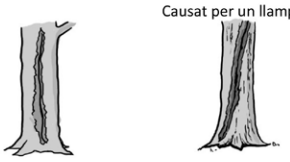
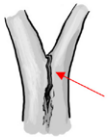
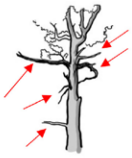
Wulf, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. J. Veg. Sci., 8: 635-642. *https://doi.org/10.2307/3237367*

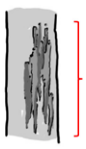
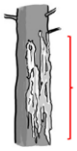
WWF. 2020. Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (eds.). WWF, Gland, Switzerland.

10. ANNEXOS

A.1. DENDROMICROHÀBITATS

Ø: diàmetre; ↧: profunditat; S: superfície; L: longitud; A: amplada; N: nombre

Grups de dmh	Tipus presents en cada grup de dmh				
1. Cavitats de picot	Cavitat petita (ø < 4 cm)	Cavitat mitjana (ø = 4-7 cm) 	Cavitat gran (ø > 10 cm)	«Flauta» de picot (≥ 3 cavitats en línia; ø > 3 cm) 	
2. Cavitats amb matèria orgànica (MO)	Cavitat amb MO al peu (contacte amb el sòl) (ø > 10 cm) 	Cavitat amb MO al tronc (sense contacte amb el sòl) (ø > 10 cm) 	Cavitat amb MO al peu semioberta (ø > 30 cm)	Cavitat amb MO al peu oberta per la part alta (xemeneia) (ø > 30 cm) En contacte amb el sòl / Sense contacte amb el sòl 	Branca buida (ø > 10 cm) 
3. Orificis i galeries d'insectes	Orificis i galeries d'insectes (ø > 2 cm)				
4. Concavitats	Dendrotelm (ø > 10 cm) 	Forats d'alimentació de picot (↧ > 10 cm, ø > 10 cm) 	Concavitat amb fons dur (↧ > 10 cm, ø > 10 cm) De tronc / D'arrels 		
5. Fusta (albeca) exposada	Fusta sense escorça (S > 600 cm² = A4)	Ferida de foc (S > 600 cm²)	Escorça separada formant un refugi (a > 1 cm, b i c > 10 cm) Oberta a sota / Oberta a dalt 		
6. Fusta (duramen i albeca) exposada	Punta trencada (ø > 20 cm)	Branca trencada a nivell del tronc amb duramen exposat (ø > 20cm o S >300 cm² =A5)	Escletxa o ferida de llamp (L > 30 cm, A > 1 cm, ↧ > 10 cm) Causat per un llamp 		Escletxa en una bifurcació (L > 30 cm) 
7. Fusta morta a les capçades	Branques mortes (ø > 20 cm i L >50 cm, o ø > 3 cm i > 20 % de capçada morta) 	Punta apical morta (ø > 20 cm a la base)	Vestigi de branca trencada (ø > 20 cm, L > 50 cm)		

Grups de dmh	Tipus presents en cada grup de dmh				
8. Acumulació de brots o branques	Escombra de bruixa (ø > 50 cm)	Brots (> 5 brots)			
9. Deformacions o xancres	Deformacions	Xancres (ø > 20 cm)			
10. Cossos fructífers de fongs perennes	Polipor perenne (ø > 5 cm)				
11. Cossos fructífers de fongs anuals	Polipor anual	Agaricals carnosos (ø > 5 cm o N > 10)			
12. Plantes i líquens epifítics o paràsits	Briòfits (molses o hepàtics) (S > 20 % del tronc)	Liquen foliaci o fruticós	Heures o lianes (S> 20 % del tronc)	Falagueres (>5 fulles)	Vesc (10 boles de ø > 20 cm)
13. Nius	Grans niu de vertebrat (ø > 50 cm)				
14. Microsòls	Microsòl de capçada (a qualsevol alçada de l'arbre)				
15. Flux de saba i de resina	Flux de saba actiu 	Flux abundant de resina (L > 20 cm) 			

A.2. EQUIVALÈNCIES ENTRE LES 2 CLASSIFICACIONS DE DENDROMICROHÀBITATS (15 TIPUS VERSUS 10 TIPUS)

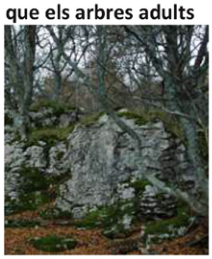
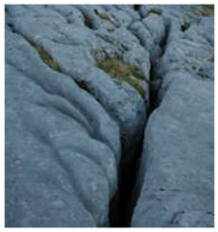
Classificació de 15 tipus (a partir de Larrieu et al. 2018)	Classificació de 10 tipus (a partir de Kraus et al. 2016)
1. Cavitats de picots	CP. Cavitats de picots
2. Cavitat amb matèria orgànica 3. Orificis i galeries d'insectes 4. Concavitats	OC: Altres cavitats
5. Fusta exposada (albeca)	CO: Escorça
6. Fusta exposada (albeca i duramen)	DH: Danys i ferides
7. Fusta morta a les capçades	MM: Fusta morta
8. Deformacions i xancres 9. Acumulació de brots o branques	FC: Formes de creixement
10. Cossos fructífers de fongs perennes 11. Cossos fructífers de fongs anuals	HO: Fongs
12. Plantes i líquens epifítics o paràsits	EP: Epífites
13. Nius	NI: Nius
14. Microsòls 15. Flux de saba i de resina	OT: Altres

A.3. MEDIS AQUÀTICS

MEDIS AQUÀTICS – IBP		
Tipus de medis aquàtics	**Com es poden reconèixer?**	**Observacions**
Font o afloraments © C. B.	Aparicions puntuals d'aigua subterrània. Aquest medi es limita al punt on surt l'aigua. Pot prendre la forma d'una font o d'una zona difusa d'escolament sobre la roca o en àrees en pendent. Aquest medi es pot prolongar en un rierol o en una zona pantanosa (els quals, llavors, constitueixen altres tipus).	A la sortida de la font, l'aigua té les característiques de l'aqüífer, ja que neix amb una temperatura molt constant, generalment fresca fins i tot a l'estiu i amb una concentració d'oxigen elevada. No obstant, també existeixen fonts d'aigua calenta. En tots els casos, tenen unes característiques diferents de les dels rierols o zones difuses d'escolament que poden prolongar la font. Aquests medis contenen una biodiversitat original, com és el cas de determinades espècies d'alt valor patrimonial com la falguera *Trichomanes speciosum* o l'herbàcia *Lysimachia ephemerum*.
Rierol, rasa humida no canalitzada o canal petita © P. G.	Aquest tipus inclou: - Cursos d'aigua naturals, situats aigües amunt de la xarxa hidrològica amb cabals petits i amplada reduïda (< 1 m). - Cursos d'aigua artificials de poca amplada (< 1 m), especialment rases de drenatge o canals de reg.	La morfologia i les característiques d'aquests cursos d'aigua són variables i estan lligades estretament al corrent (que depèn fortament del pendent: torrents i cascades de muntanya, possible presència de meandres a les seccions amb poc pendent). Als rius, l'escolament de l'aigua és generalment permanent (eventualment pot ser intermitent en regions mediterrànies, sobretot als braços secundaris). En canvi, als petits cursos d'aigua o rierols, la presència d'aigua pot ser permanent o temporal. La presència d'una flora específica, sovint hidròfila, als marges o al fons del curs d'aigua, és indicadora de la immersió del medi durant una part de l'any. Per tant, la presència de l'aigua no es pot limitar només als moments de crescuda. Els marges i la llera es poden deixar a una dinàmica natural o poden estar modificats per l'home. No obstant, els cursos d'aigua canalitzats contenen un nombre d'espècies molt més limitat (un substrat rugós natural permet un millor ancoratge i proporciona punts d'abric, cosa que és especialment important en presència de corrents). Els rierols i els petits cursos d'aigua es poden trobar totalment coberts per la vegetació forestal, a causa de la seva amplada reduïda. Un curs d'aigua presenta de manera natural alternança entre zones de sedimentació i zones d'erosió, que es diferencien principalment per la velocitat d'escolament i la profunditat de l'aigua. Si el flux d'aigua és visible, aquestes successions no es consideren individualment un nou tipus de medi. En canvi, els trams que presenten aigües estancades atrapades en depressions del sòl es consideren estanys o masses d'aigua poc profunda, si la profunditat de la columna d'aigua és feble (d'1 a 3 m de mitjana), o llacs i masses d'aigua profunda, si la profunditat és més important.
Petit curs d'aigua © P. G.	Curs d'aigua petit (amplada d'entre 1 i 8 m), situat aigües avall dels rierols i dins de la xarxa hidrològica. Alimentats per una conca poc extensa, els seus cabals són febles.	
Riu i afluents, estuari o delta © P. G.	Curs d'aigua d'amplada > 8 m, situat aigües avall dels rierols. Es pot dividir en una canal principal i braços secundaris connectats a la canal principal. En el segon cas, poden donar lloc a un estuari (zona submisa al canvi de les marees amb una barreja d'aigua dolça i salada) o a un delta (divisió del riu en diferents canals, al nivell de la desembocadura i en funció de l'acumulació de sediments).	
Braç mort d'un riu © P. G.	Apèndix fluvial corresponent a antics canals, normalment desconnectats del curs principal o dels canals secundaris, i de manera molt puntual en períodes de crescudes.	Forta variació estacional del volum d'aigua i de les seves característiques (temperatura, etc.), cosa que influeix en la vegetació i la fauna presents.

Llac o massa d'aigua profunda © P. G.	Massa d'aigua continental caracteritzada per una profunditat i una superfície importants. (Origen natural o artificial)	A partir dels 15 m de profunditat, la llum no penetra més a l'aigua i la temperatura descendeix ràpidament. Les espècies vegetals no es poden desenvolupar més enllà d'aquest límit. Estacionàriament es produeix una barreja de les aigües. En el cas dels llacs artificials (graveres, antigues pedreres, embassaments, basses de reg, preses de regulació de cabals o preses hidroelèctriques...), els marges artificials limiten fortament la presència d'espècies. No obstant, aquests medis es poden utilitzar per a unes funcions determinades (refugi per a ànecs, per exemple).
Estany, llacuna/albufera o massa d'aigua poc profunda © P. G.	Massa d'aigua de poca profunditat (1-3 m de profunditat mitjana), però on, de tant en tant, el fons no es veu afectat per l'acció tèrmica del sol. (Origen natural o artificial)	Segons l'alimentació i les característiques de l'aigua, es pot distingir: - Estany: massa d'aigua dolça, continental, que s'alimenta essencialment per la seva conca fluvial. - Llacuna/albufera: massa d'aigua litoral, separada del mar per un cordó litoral o una duna. Es distingeix entre les llacunes d'aigua salobre (comunicació temporal o permanent amb el medi marí per una canal) i les llacunes d'aigua dolça (totalment aïllades del mar, alimentades per les aigües d'escorrentia, els cursos d'aigua o la capa freàtica). L'escassa profunditat afavoreix el desenvolupament tant de la vegetació aquàtica com dels amfibis (amb capacitat de viure tant dins com fora de l'aigua). Aquests medis sovint es caracteritzen per una forta productivitat vegetal i animal.
Bassa o un altre punt d'aigua petit © L. L.	Extensió d'aigua estancada, de poca superfície (màxim 5.000 m^2) i poca profunditat (fins als 2 m). Tota la columna d'aigua està sota l'acció de la radiació solar i les plantes poden arrelar per tot el fons. (Origen natural o artificial)	S'inclouen dins d'aquesta categoria tots els punts d'aigua poc profunds i de petita superfície, com és el cas dels bassals enfangats creats pels ungulats per enfonsar-se, els pous, els dipòsits d'aigua, els abeuradors, les basses, etc., malgrat l'absència de vegetació aquàtica pel seu origen antròpic o pel seu caràcter efímer. Les aigües provenen de precipitacions, de l'escolament o de surgències. La bassa pot ser sensible a les variacions climàtiques i a l'estiu es pot arribar a assecar, especialment a la regió mediterrània. Els rodals poden ser favorables per a unes espècies determinades, però cal no afavorir-los, ja que això seria contradictori amb la conservació del sòl.
Torberes © P. G.	Zona humida on les condicions ecològiques particulars han permès la formació d'un sòl constituït per torba (matèria orgànica poc o gens descomposta per la presència permanent d'aigua estancada o amb molt poca mobilitat, cosa que crea condicions anòxiques).	Hi ha una gran diversitat de torberes. Es distingeix principalment entre les torberes àcides i les alcalines (també anomenades pantans), caracteritzades per cohorts vegetals molt diferents. Les primeres estan dominades per molses aquàtiques (*Sphagnum*) (espècies testimoni de períodes climàtics freds passats) i de plantes carnívores; les segones, per joncs (*Carex*). Les torberes extenses tant poden incloure masses d'aigua estancades com estar associades a cursos d'aigua. Són zones d'alimentació, de repòs i de reproducció d'animals que busquen una gran quietud.
Zona pantanosa © P. G.	Zona humida on el sòl està constantment alimentat d'aigua i sovint recobert d'una capa d'aigua estancada, sense formació de torba. El nivell d'aigua és variable, però sempre és suficient per permetre a la vegetació hidròfila subsistir.	Amb superfícies molt variables, les zones pantanoses ocupen depressions i terrenys de poc pendent, en particular en regions d'aiguamolls. Les zones pantanoses sovint estan associades a cursos d'aigua o fins i tot a masses d'aigua.
Mar © P. G.	Extensió d'aigua salada	Normalment el bosc no està en contacte directe amb l'aigua, però algunes forest poden estar molt pròximes a l'aigua, concretament en els pendents abruptes litorals i en les costes rocoses.

A.4. MEDIS ROCOSOS

MEDIS ROCOSOS i grups d'espècies associats – IBP		
Tipus de medis rocosos	**Com es poden reconèixer?**	**Observacions**
Penya-segat © P. G.	Mur rocós subvertical d'unes quantes desenes de metres d'alçària, sobrepasant en tots els casos l'alçada dels arbres adults.	- Medi destacat per les seves grans dimensions. - Contrastos tèrmics elevats a les zones no ombrívoles del penya-segat, sequera important per l'efecte del vent i l'absència de reserves d'aigua.
Paret de roca més baixa que els arbres adults  © L. L.	Paret rocosa o cornisa de poca alçada (inferior a la dels arbres de l'estadi adult).	Medi amb composició rica en microrelleus variats, caracteritzat per condicions d'obaga i fresques per la presència d'arbres (al menys en els estadis adults).
Llosa © P. G.	Aflorament rocós subhoritzontal de gran extensió.	L'horitzontalitat facilita: - El desenvolupament d'un litosòl favorable a la vegetació. - La formació de petites reserves temporals d'aigua.
Lapiaz o gran diàclasi recent  © L. L.	Superfície de roques carbonatades, regularment interrompudes per fissures més o menys profundes, excavades per dissolució. Aquest tipus també inclou les grans diàclasis presents de manera aïllada sobre una llosa, corresponents a fractures profundes de la roca, d'uns quants metres.	Medi compost, constituït per una llosa o bloc i fissures dins de les quals les condicions climàtiques i la llum són particulars: frescor, humitat i baixa lluminositat.
Cova o bretxa © P. G.	Només és visible l'obertura.	Condicions microclimàtiques i de lluminositat molt específiques: - Humitat i temperatura constants. - Llum decreixent a partir de l'obertura, que pot arribar a ser molt feble o nul·la.

MEDIS ROCOSOS i grups d'espècies associats – IBP		
Tipus de medis rocosos	**Com es poden reconèixer?**	**Observacions**
 © P. G.		
Dipòsit de sediments fins, amb poca vegetació © P. G.	Es pot tractar de dipòsits de sediments fins: - dins de la llera major dels cursos d'aigua (els medis rocosos que es troben dins de la llera menor s'integren en el medis aquàtics) - en forma de dunes en zones litorals	Aquests dipòsits son colonitzats progressivament per vegetació, però únicament els dipòsits amb poca vegetació s'inclouen en aquest tipus de medi rocós.
Ribera vertical solta del riu o paret de material solt, amb poca vegetació © P. G.	A diferencia dels murs rocosos, aquestes parets estan constituïdes de materials mòbils, però amb suficient cohesió com per a ser subverticals. Es poden trobar: - En les riberes dels cursos d'aigua o, - sobre materials sedimentaris fortament erosionats.	Únicament s'inclouen els dipòsits amb poca vegetació. Aquestes parets han de ser suficientment mòbils com per a permetre fer excavacions als ocells (martí pescador, oroneta, etc.), als insectes, etc.

A.5. FITXA DE CAMP CONJUNTA

FITXA DE RODAL

Completar una fitxa de rodal per a cadascun i tantes fitxes de parcel·les com parcel·les es mostregin. | La fitxa de rodal s'utilitza per anotar les dades d'identificació, mostreig, indicadors i factors a escala de rodal, informació complementària, i les dades calculades dels indicadors de maduresa i factors de l'IBP que es prenen a escala de parcel·la, la dada agregada a escala de rodal i el valor per a l'avaluació. | És essencial un reconeixement previ del rodal per a la presa de dades i localitzar los possibles localitzacions per a l'aixecament de les parcel·les.

RODAL | **Treball/projecte:** treball o projecte en què s'inclou el mostreig. | **Dades restringides**: són les dades sensibles per publicar? | **Nom**: nom del rodal. | **Comunitat autònoma**: comunitat autònoma on es troba el rodal. | **Província**: província on es troba el rodal. **Terme municipal**: municipi on es troba el rodal. | **Propietat**: tipus de propietat, pública o privada. | **Propietari**: en cas de propietat pública, indiqueu-ne el propietari. | **Àrea**: superfície del rodal, en hectàrees, determinada sobre cartografia o SIG.

Treball/projecte			☐ **Dades restringides**
Nom		**Comunitat autònoma**	
Província		**Terme municipal**	
Propietat ☐ Pública ☐ Privada	**Propietari**		**Àrea** ha

MOSTREIG | **Data:** data del mostreig. | **Equip**: nom del personal que desenvolupa el mostreig (o com a mínim el responsable de l'equip de camp, o de l'empresa contractada).

Data _ _ /_ _ /_ _ _ _	**Equip**

HÁBITAT | **CORINE/LPEHT:** codi i nom de l'hàbitat forestal més representatiu del rodal en funció de l'espècie dominant (vegeu la llista). | **Interès comunitari**: codi i nom de l'hàbitat forestal d'interès comunitari (HIC), d'acord amb la Directiva Habitats, més representatiu del rodal (veure llista). | **Regió biogeogràfica**: regió on es troba el rodal d'acord amb la Directiva Habitats. | **Spp arb. principals**: per a les dues espècies arbòries autòctones principals que formen el dosser del rodal. ⇒ **Sp pp/ac**: codi (veure llista) i/o nom de les espècies principal i acompanyant respectivament. | **FCC**: fracció de cabuda coberta (en %). | **Ho**: altura dominant, en metres, i és la mitjana de les alçades dominants de l'espècie a cada parcel·la ponderada per la seva àrea basal.

CORINE/LPEHT codi/nom 4 __ . __ __ __

Interès comunitari codi/nom 9 __ __ __

Regió biogeogràfica: ☐ Alpina ☐ Atlàntica ☐ Mediterrània ☐ Macaronèsica

Spp arb. principals:	**Sp pp** codi/nom	**FCC** %	**Ho** m	**Sp ac** codi/nom	**FCC** %	**Ho** m

ESPÈCIES ARBÒRIES AUTÒCTONES RB IBP

Espècies: codi i/o nom de les espècies arbòries en qualsevol estat de desenvolupament i representació poblacional, de Ht > 0,5 m, posant èmfasi en aquelles que es troben entre parcel·les.

Espècies codi/nom:

FASES SILVOGENÈTIQUES RB

Fase: Indicació de les fases del cicle silvogenètic presents al rodal sempre que la superfície ocupada sigui d'almenys 200 m² (8 m de radi), amb l'excepció de la fase de regeneració que pot ser de 100 m² (6 m de radi). A les fases de clarianes i regeneració indicar a la casella corresponent si l'origen de l'obertura és natural, per la caiguda d'arbres (morts o no) per tallada i/o aprofitament de peus.

Fase

Clariana: ☐ Natural ☐ Tallada | Regeneració: ☐ Natural ☐ Tallada | ☐ Ocupació | ☐ Exclusió | ☐ Maduració | ☐ Senescència

Tipus de medis aquàtics IBP	**Tipus de medis rocosos** IBP
Elements característics aquàtics naturals o artificials, permanents o no (veure annex).	Elements característics dels medis rocosos (veure annex).
☐ Fonts o afloraments	☐ Penya-segat o paret de roca més alta que els arbres adults
☐ Rierol, rasa humida no canalitzada o canal petit (ample < 1 m)	☐ Paret de roca més baixa que els arbres adults
☐ Petit curs d'aigua (amplada de 1 a 8 m)	☐ Llosa
☐ Riu i afluents, estuari o delta (amplada > 8 m)	☐ Lapiaz o gran diàclasi recent
☐ Braç mort d'un riu	☐ Cova o escletxa
☐ Llac o massa d'aigua profunda	☐ Acumulació de blocs estables (tarteres estables, acumulacions de pedres, murs de pedra o runes > 20m)
☐ Estany, llacuna	☐ Afloraments de bancs de còdols (fora de la llera del riu)
☐ Albufera o massa d'aigua poc profunda	☐ Despreniments inestables
☐ Bassa o un altre punt d'aigua petit	☐ Caos de blocs > 2 m
☐ Torberes	☐ Blocs grans (> 20 cm) o afloraments de roca subjacent que no formen ni una llosa ni un lapiaz
☐ Zona pantanosa	☐ Dipòsit de sediments fins, amb poca vegetació (dipòsit al·luvial fora de la llera del riu, duna)
☐ Mar	☐ Ribera vertical solta del riu o paret de material solt, amb poca vegetació

CONTINUÏTAT TEMPORAL DEL BOSC IBP RB

Orto del 1956-57: proporció del rodal que es mostra desarborat a les ortoimatges del 1956-57. | **Orto del 1945**: proporció del rodal que es mostra desarborat a les ortoimatges del 1945. | **Discontinuïtat forestal**: en quina proporció si sobre el terreny s'observen evidències d'activitats agrícoles abans del 1945. | **Continuïtat forestal**: evidències de continuïtat forestal sobre el terreny que el 1945 s'observen desarbrats. | **Pertorbació per reforestació**: evidències d'activitats de moviments del sòl per a reforestacions a tota la superfície. | **Documents històrics**: revisió de documents que indiquin l'edat del bosc.

Orto del 1956-57, % arbrar: ☐ 91-100% ☐ 76-90% ☐ 51-75% ☐ 26-50% ☐ 11-25% ☐ 0-10%

Orto del 1945: ☐ 100% desarbrat ☐ part del rodal desarbrat ☐ arbrat abans 1945

Sobre el terreny

Discontinuïtat forestal (murs, terrasses): ☐ Totalment ☐ Localment ☐ Sense terrasses

Continuïtat forestal: ☐ Arbres rel·lictics en marges d'antigues pastures ☐ Roquissars que han mantingut l'arbrat ☐ Altres evidències

Pertorbació per reforestació: ☐ Ús de subsolat ☐ Llaurat entre línies ☐ Arrencada de soques

Documents històrics:

INFORMACIÓ COMPLEMENTÀRIA IBP RB

Altres espècies de flora acompanyant: selecció de la flora més rellevant per ser indicadores, definitòries de l'hàbitat. | **Hàbitats d'interès comunitari**: altres HIC identificats al rodal, arbrats o no. | **Altra informació rellevant**: informació complementària per a l'avaluació, per exemple si la fusta morta o els dendromicrohàbitats estan majoritàriament sobre la mateixa espècie, si hi ha illes de senectut, si hi ha bosquets de diferent composició, etc.) i/o qualsevol altra que es tingui de rodal i que es cregui rellevant per a l'avaluació: fauna, posició orográfica, geologia, hidrografia, litologia i edafologia, història... | **Documents**: es pot completar la fitxa amb mapes, fotografies, o documents amb informació del rodal.

Altres espècies de flora acompanyants:

Hàbitats d'interès comunitari:

Altre informació rellevant:

Documents:

INDICADORS I FACTORS

❶ **Per a cada parcel·la** ⇒ Dada de camp del corresponent indicador RB, factor IBP o variable (radi i superfície). | **Per al rodal** ⇒ ❷ **Dada**: dada agregada de cada indicador, valor o variable per al rodal. | ❸ **Valor**: valor associat a la dada segons els llindars de classificació en cada cas..

			❶Parcel·la ▶	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Rodal ▼ ❷Dada	Rodal ▼ ❸Valor
			Radi de parcel·la m												
			Superfície de parcel·la ha												
INDICADORS DE MADURESA	RB		**Espècies arbòries** n especies												
			Àrea basal m^2/ha												
			Volum de fusta de l'arbrat viu m^3/ha												
			Estrats arboris n estratos												
			Classes diamètriques n cd												
			Arbres excepcionals (Dn ≥ De) pies/ha												
			Abundància de fusta morta en peu m^3/ha												
			Abundància de fusta morta a terra m^3/ha												
			Abundància de fusta morta total m^3/ha												
			Proporció de fusta morta %												
			Dendromicrohàbitats n tipos												
			Fases silvogenètiques valor												
			Continuïtat temporal del bosc valor												
FACTORS DE RODAL	IBP		**A: Espècies autòctones** n gèneres												
			B: Estructura vertical de la vegetació n estrats												
			C: Fusta gran morta en peu peces/ha — FMG												
			C: Fusta gran morta en peu peces/ha — FMM												
			D: Fusta gran morta al sòl peces/ha — FMG												
			D: Fusta gran morta al sòl peces/ha — FMM												
			E: Arbres vius grans arbres/ha — AMG												
			E: Arbres vius grans arbres/ha — AG												
			F: Arbres vius amb dendromicrohàbitats arbres/ha												
			G: Espais oberts amb flors % superfície												
F. DE CONTEXT			**H: Continuïtat temporal del bosc** edat del bosc												
			I: Medis aquàtics nombre de tipus												
			J: Medis rocosos nombre de tipus												

ÁREA DE MOSTREIG i NOMBRE I MIDA DE LES PARCEL·LES

La superfície mostrejada ha de representar entre el 15% i el 50% de la superfície del rodal i ha de ser de mínim una hectàrea ❶. És molt recomanable fer el mostreig amb parcel·les circulars i és com es proposa el protocol. Cal fer tantes parcel·les del radi que sigui però que integrament l'àrea mostrejada compleixi els requisits ❷. Mostrar parcel·les de mida més gran només és convenient per a rodals molt petits, amb poc pendent i/o sotabosc poc abundant. En qualsevol cas, el radi mínim no pot ser inferior a 17,8 m.

❶ Àrea de mostreig en relació amb la del rodal	Rodal (ha)	< 7	7-12	13-18	19-24	25-30	31-36	37-42	43-48
	Mostreig mínim (ha)	1	2	3	4	5	6	7	8
	Mostreig màxim (ha)	3	6	9	12	15	18	21	24

❷ Nombre de parcel·les necessàries per a mostrejar 1 ha segons el radi i àrea	Nombre (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Radi (m)	56,4	39,9	32,6	28,2	25,2	23,0	21,3	19,9	18,8	17,8
	Àrea (ha)	1,00	0,50	0,33	0,25	0,20	0,17	0,14	0,13	0,11	0,10

FUSTA MORTA EN PEU RB IBP

Radi de parcel·la ⇒ **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** mostreig de peus morts en peus de qualsevol espècie, en qualsevol estat de descomposició de Ht ≥ 1 m i Dn ≥ 17,5 cm, arbres sencers i estaques.
Per a cada espècie ⇒ **Espècie:** codi i/o nom de les espècies arbòries. | **Ht:** alçada en metres. | **Dn:** diàmetre normal, en cm. Si és Ht < 1,30 m, no cal.

Espècie codi/nom	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm	Ht m	Dn cm

FUSTA MORTA A TERRA RB IBP

Radi de parcel·la ⇒ **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** mostreig de peces, senceres o part, de fusta morta de qualsevol espècie, en qualsevol estat de descomposició de Lg ≥ 1 m i diàmetre (Dm) ≥ 17,5 cm.
Per a cada espècie ⇒ **Espècie:** codi i nom de l'espècie. | **Lg:** longitud de la peça, o de la part de parcel·la de Dm ≥ 17,5 cm. | **Dm:** diàmetre de la peça a la meitat de la longitud de dins la parcel·la, en cm.

Espècie codi/nom	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm	Lg m	Dm cm

ESTRATS ARBORIS RB

Radi de parcel·la ⇒ **15 m:** ocupació de l'arbrat viu segons s'estableixen mentalment 4 estrats del vol arbori d'igual alçada fins a l'alçada dominant. L'estrat emergent (5) és el que ocupen els arbres normalment aïllats que sobrepassen el vol general.
FCC ≥ 20%: indiqueu si la FCC de l'estrat corresponent és superior al 20%.

FCC ≥ 20%:	☐ **1** (0 < Ht ≤ ¼)	☐ **2** (¼ < Ht ≤ ½)	☐ **3** (½ < Ht ≤ ¾)	☐ **4** (¾ < Ht ≤ H_0)	☐ **5** ($H_{em.}$ > H_0)

ESTRUCTURA VERTICAL DE LA VEGETACIÓ IBP

Radi de parcel·la ⇒ **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** ocupació dels estrats de vegetació llenyosa i herbàcia segons alçades.
FCC ≥ 20%: indiqueu si la FCC de l'estrat corresponent és superior al 20%.

FCC ≥ 20%:	☐ Herbaci i semillenyós	☐ Llenyós molt baix (Ht < 1,5 m)	☐ Llenyós baix (Ht: 1,5-5 m)	☐ Llenyós intermedi (Ht: 5-15 m	☐ Llenyós alt (Ht > 15 m)

ESPAIS OBERTS AMB FLORS IBP

Radi de parcel·la ⇒ **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** superfície dels espais oberts amb vegetació amb flors permanents o temporals.
Superfície: superfície en m² per a cada tipus d'espai obert. | **% espècies amb flors:** proporció de l'àrea dels espais oberts ocupada per espècies amb flors. | Longitud: metres de longitud d'espais de marge.

Obertures o clarianes:	**superfície**	m² x	**% espècies amb flors** =	m²	**Total:** obertura o clarianes + zones poc denses + espais oberts =	m²
Zones poc denses:	**superfície**	m² x	**% espècies amb flors** =	m²		
Espais oberts de vora:	**longitud**	m x 2 m d'amplada =	m² x	**% espècies amb flors** =	m²	

FITXA DE PARCEL·LA

Completar una fitxa de parcel·la per a cadascuna que es mostregi. S'hi recullen les dades de camp que es mostren a escala de parcel·la ja siguin per a Redbosques o IBP. | Les parcel·les s'han de localitzar als llocs amb elements que caracteritzen la maduresa i/o siguin importants per a la biodiversitat (fusta morta, arbres grans i/o excepcionals...). | La mida de les parcel·les, i distàncies, estan sempre referides al pla horitzontal, no seguint el pendent del terreny. | cal tenir en compte que la mida de la parcel·la depèn de l'àrea que cal mostrejar (vegeu taules a la fitxa de rodal). Aquesta mida correspon al mostreig de tots els elements, excepte l'arbrat viu de les CD 20 i 25 i els estrats arbrats.

PARCEL·LA

Número: identificador numèric correlatiu de la parcel·la (p. ex., 1/5, 2/5, 3/5...). | **Codi**: codi de la parcel·la, si és diferent del número. | **Rodal**: nom i/o codi del rodal a què correspon la parcel·la. | **Coordenades**: coordenades geogràfiques (sempre a ETRS89/EPSG:25831) del punt central de la parcel·la, en metres i indicant el fus, si és diferent del 31. | **Qualitat d'estació**: veure document *Piqué, M. et al. 2014. Tipologies forestals arbrades. ORGEST. CPF. Gencat.*

Número:	Codi:	Rodal:

Coordenades ETRS89: Huso __ __ UTM x m __ __ __ __ __ __ UTM y m __ __ __ __ __ __ __ **Calidad de estación:** ☐ A ☐ B ☐ C

MOSTREIG

Data: data del mostreig. | **Equip**: nom del personal que desenvolupa el mostreig (o com a mínim el responsable de l'equip de camp, o de l'empresa contractada). | **Radi de parcel·la:** radi de la parcel·la, en metres, i que depèn de la quantitat de parcel·les al rodal i de la superfície mínima necessària de mostreig.

Data: _ _ /_ _ /_ _ _ _ **Equip:**

Radi de la parcel·la m: ☐ 56,4 ☐ 39,9 ☐ 32,6 ☐ 28,2 ☐ 25,2 ☐ 23,0 ☐ 21,3 ☐ 19,9 ☐ 18,8 ☐ 17,8

ARBRAT VIU RB IBP

Radi de parcel·la ⇒ **10 m**: comptatge de tots els arbres, autòctons o no, de les CD20 (Dn ≥ 17,5 cm) i CD25. **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** comptatge de tots els arbres, autòctons o no, de la CD30 fins a la CD55, i mida del Dn de cadascun de Dn ≥ 57,5 cm. | **Altres espècies**: anotació d'altres espècies de Dn < 17,5 cm i Ht ≥ 50 cm. | **FCC autòcton**: FCC d'espècies arbòries autòctones (Ht ≥ 50 cm).

Per a cada espècie ⇒ Espècie: codi i/o nom de les espècies arbòria (veure llista). | **Ho**: alçada dominant, mitjana dels 3 peus més gruixuts en Dn de la parcel·la. | **De**: diàmetre excepcional, De (cm) = 3 x Ho (m) (veure taula d'equivalències ⇩). | **CD20→CD55**: nombre d'arbres de cadascuna de les classes diamètriques diferents presents (tenir en compte el radi de parcel·la segons CD). | **Dn ≥ 57,5**: Dn de cadascun dels arbres que superin els 57,5 cm a la parcel·la de radi variable. || **Altres espècies**: Codi i/o nom d'altres espècies presents de CD diferents de les anteriors. || **FCC autòcton**: fracció de cabuda coberta del conjunt de l'arbrat de les espècies autòctones.

Ho m	≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	≥40
De cm	27,5		32,5		37,5		42,5		47,5		52,5		57,5		62,5		67,5		72,5		77,5		82,5		87,5		92,5		97,5		102,5		107,5		112,5		117,5
CD	30		35		40		45		50		55		60		65		70		75		80		85		90		95		100		105		110		115		120

RB ⇒ Árbres excepcionals Dn cm > 3 x Ho m

IBP ⇒ AG Dn 37,5 – 57,5 cm; AMG Dn ≥ 57,5 cm; AMG Dn ≥ 37,5 cm / Qualitat d'estació C / Spp: *Crataegus, Rhamnus, Phyllerea Arbutus, Acer, Pyrus...*

			Radi de parcel·la ⇒		*10 m*		*Variable 17,8 – 56,4 m*						
Espècie codi/nom	**Ho** m	**De** cm	**CD20**	**CD25**	**CD30**	**CD35**	**CD40**	**CD45**	**CD50**	**CD55**	**Dn ≥ 57,5** cm		

Altres espècies: **FCC:** ☐ < 50% ☐ ≥ 50%

DENDROMICROHÀBITATS RB IBP

Radi de parcel·la ⇒ **Variable entre 17,8 i 56,4 m:** mostreig dels arbres vius de Dn ≥ 17,5 cm amb cadascun dels 15 tipus dendromicrohàbitat (vegeu quadre ⇩). Si al mateix arbre hi ha diversos tipus s'expliquen com a peus diferents. Si un arbre té més d'un microhàbitat del mateix tipus, s'explica com un de sol.

Tipus de microhàbitat: 1. Cavitats de pícids | 2. Cavitats amb matèria orgànica (Ø > 10 cm o > 30 cm en cavitats semiobertes o obertes) **| 3. Orificis i galeries d'insectes** (Ø > 2 cm) **| 4. Concavitats** (Ø > 10 cm, P > 10 cm) **| 5. Fusta exposada (albeca)** (S > 600 cm2 o escorça separada > 1 cm, A i altura > 10 cm) **| 6. Fusta exposada (duramen i albeca)** (punta trencada Ø > 20 cm, branca trencada a nivell de tronc (S > 600 cm2 = A4, o Ø > 20 cm; escletxad'A > 1 cm, P > 10 cm i L > 30 cm) **| 7. Fusta morta a la capçada** (Ø > 20 cm i L > 50 cm o Ø > 3 cm amb > 20% de la copa morta) **| 8. Deformacions i xancres** (Ø > 20 cm) **| 9. Acumulació de brots o branques** (escombra de bruixa > 50 cm; brots > 5) **| 10. Cossos fructífers de fongs perennes** (Ø > 5 cm) **| 11. Cossos fructífers de fongs anuals** (Ø > 5 cm o N > 10) **| 12. Plantes i líquens epifítics o paràsits** (briòfits, líquens o lianes > 20% del tronc; vesc >10 boles de > 20 cm, falgueres > 5 fulles) **| 13. Nius** (> 50 cm) **| 14. Microsòl** (de capçada, a qualsevol alçada) **| 15. Flux de saba i de resina** (longitud > 20 cm) | Ø: diàmetre; S: superfície; L: longitud; A: ample; N: número: P: profunditat.

Pies: número de pies con el tipo de microhábitat correspondiente.

Tipo de microhàbitat	1. Cavitats de pícids	2. Cav. mat. orgànica	3. Orif./gal. d'insectes	4. Concavitats	5. Albeca exposada	6. Duramen y albeca exp.	7. MM en copa	8. Defor. i xancres	9. Acumul. brots	10. Fongs perennes	11. Fongs anuals	12. Epifítics o paràsits	13. Nius	14. Microsòls	15. Flux de sava, resina
Pies n															

A.6. LLISTA D'HÀBITATS CORINE/LPEHT

Llista d'hàbitats adaptada de la Llista Patró Espanyola d'Hàbitats Terrestres. S'indiquen quines formacions són principalment mediterrànies (MED). Aquestes inclouen les seves variants mixtes amb altres espècies i repoblacions.

CODI	NOM	MED
41	**Boscos caducifolis, planifolis**	
41.1	Fagedes	
41.3	Freixenedes	
41.5&1	Rouredes de roure de fulla grossa	
41.5&2	Rouredes de roure pènol	
41.6	Rebollars	X
41.7&1	Rouerdes de roure martinenc	X
41.7&2	Rouredes de roure de fulla petita	X
41.7&3	Rouredes de roure africà	X
41.83	Auronedes	X
41.84	Boscos (meso)supramediterrànis amb abundància de tilers (Tilia platyphyllos)	
41.85	Boscos de lladoner	
41.86	Boscos de freixes de fulla petita i de flor	X
41.9	Castanyedes	X
41.A	Formacions de carpí	
41.B	Bedollars	
41.D	Tremoledes	
41.E	Formacions de moixera de guilla	
42	**Boscos aciculifolis**	
42.&1	Avetoses	
42.19	Pinsapars	
42.4	Boscos de pi negre	
42.5	Boscos de pi roig	
42.6	Boscos de pinassa	X
42.8&1	Pinedes de pinastre	X
42.83	Pinedes de pi pinyer	X
42.84	Pinedes de pi blanc	X
42.9	Boscos de pi canari de les illes canàries	
42.A2	Savinars de savina turífera	
42.A6	Bosquines de Tetraclinis articulata	
42.A7	Teixedes ibèriques	
42.A81	Boscos canaris de Juniperus cedrus	

42.A9	Cadecars (bosquines de Juniperus oxycedrus)	
42.AA	Sabinars arbòris de sabina comuna	
44	**Boscos i bosquines de ribera o de llocs molt humits**	
44.1	Comunitats dominades per Salix spp.	X
44.&1	Vernedes	X
44.&3	Alberedes	X
44.35	Pollancredes	
44.62	Omedes de terra baixa	X
44.63	Freixenedes de Fraxinus angustifolia, de terra baixa	X
44.813	Tamarigars	X
45	**Boscos esclerofil·les i laurifolis**	
45.11	Boscos d'ullastre	
45.12	Boscos de garrofers	X
45.2	Suredes	X
45.3	Alzinars i carrascars	X
45.6	Laurisilves macaronèsiques	
45.7	Palmerars arbòris	
45.8	Grevoledes	

A.7. LLISTA D'ESPÈCIES ARBÒRIES AUTÒCTONES

Codi i nom

100 *Abies alba*
105 *Abies pinsapo*
219 *Abies sp.*
1 *Acer campestre*
2 *Acer monspessulanum*
3 *Acer opalus*
4 *Acer platanoides*
5 *Acer pseudoplatanus*
215 *Acer sp.*
6 *Alnus cordata*
7 *Alnus glutinosa*
216 *Alnus sp.*
224 *Apollonias barbujana*
225 *Arbutus canariensis*
73 *Arbutus unedo*
10 *Betula pendula*
11 *Betula pubescens*
212 *Betula sp.*
88 *Betula tortuosa*
13 *Carpinus betulus*
15 *Castanea sativa*
226 *Celtis australis*
75 *Ceratonia siliqua*
76 *Cercis siliquastrum*
16 *Corylus avellana*
90 *Crataegus monogyna*
217 *Crataegus sp.*
109 *Cupressus lusitanica*
110 *Cupressus sempervirens*
999 *Desconocido*
227 *Dracaena draco*
79 *Erica manipuliflora*
20 *Fagus sylvatica*
228 *Ficus carica*
21 *Fraxinus angustifolia*
22 *Fraxinus excelsior*
23 *Fraxinus ornus*
24 *Ilex aquifolium*
91 *Ilex canariensis*

26 *Juglans regia*
150 *Juniperus cedrus*
111 *Juniperus communis*
112 *Juniperus oxycedrus*
113 *Juniperus phoenicea*
114 *Juniperus sabina*
115 *Juniperus thurifera*
218 *Larix sp.*
92 *Laurus canariensis*
80 *Laurus nobilis*
27 *Malus domestica*
93 *Myrica faya*
232 *Myrica rivas-martinezii*
233 *Ocotea phoetens*
28 *Olea europaea*
199 *Otras coníferas*
99 *Otras planifolias*
234 *Persea indica*
82 *Phillyrea latifolia*
235 *Phoenix canariensis*
83 *Phyllyrea angustifolia*
237 *Picconia excelsa*
122 *Pinus canariensis*
125 *Pinus halepensis*
128 *Pinus mugo (P. montana)*
129 *Pinus nigra*
130 *Pinus pinaster*
131 *Pinus pinea*
134 *Pinus sylvestris*
135 *Pinus uncinata*
85 *Pistacia terebinthus*
239 *Pleiomeris canariensis*
31 *Populus alba*
34 *Populus nigra*
211 *Populus sp.*
35 *Populus tremula*
36 *Prunus avium*
37 *Prunus dulcis*
38 *Prunus padus*
40 *Pyrus communis*
240 *Quercus canariensis*
42 *Quercus coccifera*
43 *Quercus faginea*
45 *Quercus fruticosa (Q. lusitanica)*
49 *Quercus humilis*
46 *Quercus ilex*
47 *Quercus macrolepis*
48 *Quercus petraea*
50 *Quercus pyrenaica*
51 *Quercus robur*
52 *Quercus rotundifolia*
54 *Quercus suber*
87 *Rhamnus alaternus*
57 *Salix alba*
24 *Salix atrocinerea*
58 *Salix caprea*
59 *Salix cinerea*
60 *Salix eleagnos*
61 *Salix fragilis*
62 *Salix sp.*
242 *Sambucus nigra*
243 *Sideroxylon mirmulano*
63 *Sorbus aria*
64 *Sorbus aucuparia*
65 *Sorbus domestica*
66 *Sorbus torminalis*
67 *Tamarix africana*
670 *Tamarix sp.*
137 *Taxus baccata*
245 *Tetraclinis articulata*
68 *Tilia cordata*
69 *Tilia platyphyllos*
210 *Tilia sp.*
70 *Ulmus glabra*
72 *Ulmus minor*
213 *Ulmus sp.*
247 *Visnea mocanera*

A.8. LLISTA DE CODIS D'HÀBITATS D'INTERÈS COMUNITARI (HIC) I PRIORITARIS (HICP)

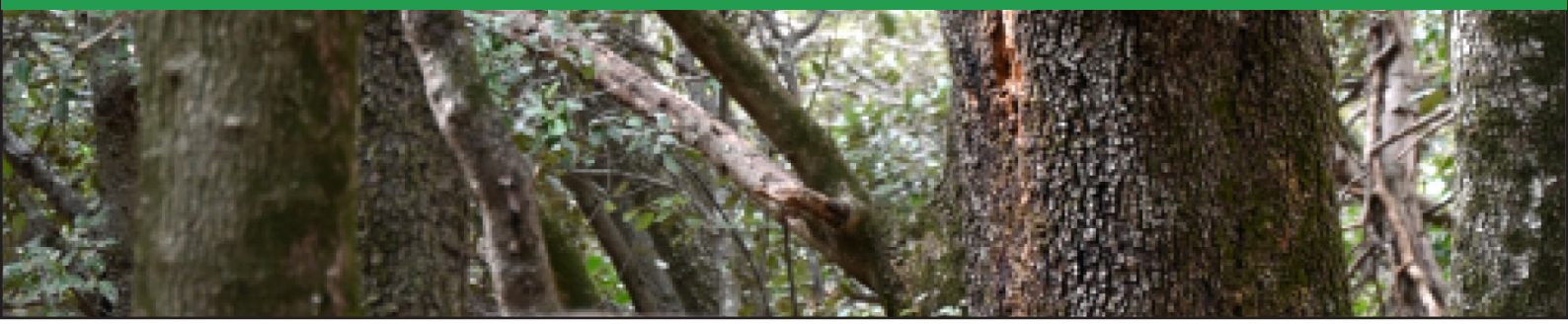
La Directiva Hàbitats defineix com a tipus d'hàbitat naturals d'interès comunitari aquelles àrees naturals i seminaturals, terrestres o aquàtiques, que, al territori europeu dels Estats membres de la UE: a) es troben amenaçats de desaparició en la seva àrea de distribució natural, o bé; b) presenten una àrea de distribució natural reduïda a causa de la seva regressió o pel fet que és intrínsecament restringida, o bé; c) constitueixen exemples representatius d'una o diverses regions biogeogràfiques de la Unió Europea. Entre ells, es considera tipus d'hàbitat naturals prioritaris aquells que estan amenaçats de desaparició al territori de la Unió Europea i la conservació dels quals suposa una responsabilitat especial per a la UE. A la llista, aquests s'indiquen amb un asterisc darrera del codi de l'hàbitat.

CODI	NOM
9120	Fagedes acidòfiles
9130	Fagedes neutròfiles
9140	Fagedes subalpines
9150	Fagedes calcícoles xerotermòfiles
9160	Rouredes de roure pènol i boscos mixtos del Carpinion betuli
9180*	Boscos de vessants rostos, tarteres o barrancs, del *Tilio-Acerion*
91B0	Freixenedes mediterrànies ibèriques de *Fraxinus angustifolia* i *Fraxinus ornus*
91D0*	Boscos torbosos
91E0*	Vernedes i altres boscos de ribera afins (*Alno-Padion*)
9230	Rebollars (boscos de *Quercus pyrenaica*) iberoatlàntics
9240	Rouredes ibèriques de roure valencià (*Quercus faginea*) i roure africà (*Quercus canariensis*)
9260	Castanyedes
92A0	Alberedes, salzedes i altres boscos de ribera
92B0	Boscos en galeria de rius de cabal anual intermitent de la regió mediterrània amb *Rhododendron ponticul* i *Betula parvibracteata*
92D0	Bosquines i matollars meridionals de rambles, rieres i llocs humits (*Nerio-Tamaricetea*)
9320	Boscos d'Olea i Ceratonia
9330	Suredes

9340	Alzinars i carrascars
9360*	Laurisilves macaronèsiques (*Laurus, Ocotea*)
9370*	Palmerars de Phoenix canariensis endèmics canaris
9380	Grevoledes
9430	Boscos de pi negre (*Pinus uncinata*) sobre substrat silici
9430*	Boscos de pi negre (*Pinus uncinata*) sobre substrat calcari
9520	Avetoses d'Abies pinsapo Boiss
9530*	Pinedes submediterrànies de pinassa (*Pinus nigra subsp. salzmannii*)
9540	Pinedes mediterrànies
9550	Pinedes endèmiques canàries
9560*	Boscos oberts de savina arbòria (*Juniperus thurifera*)
9570*	Boscos de *Tetraclinis articulata*
9580*	Teixedes mediterrànies

Aquesta Guia s'ha realitzat en el marc del projecte LIFE BIORGEST
(Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean forest.
Incentives & Management Tools)
LIFE 17 NAT/ES/000568

lifebiorgest.eu



Socis del projecte

CONSORCI FORESTAL DE CATALUNYA · CTFC · Generalitat de Catalunya Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació · Centre de la Propietat Forestal · CREAF · CNPF Centre National de la Propriété Forestière · XCN XARXA PER A LA CONSERVACIÓ DE LA NATURA

Cofinanciadors

Diputació de Girona · Generalitat de Catalunya