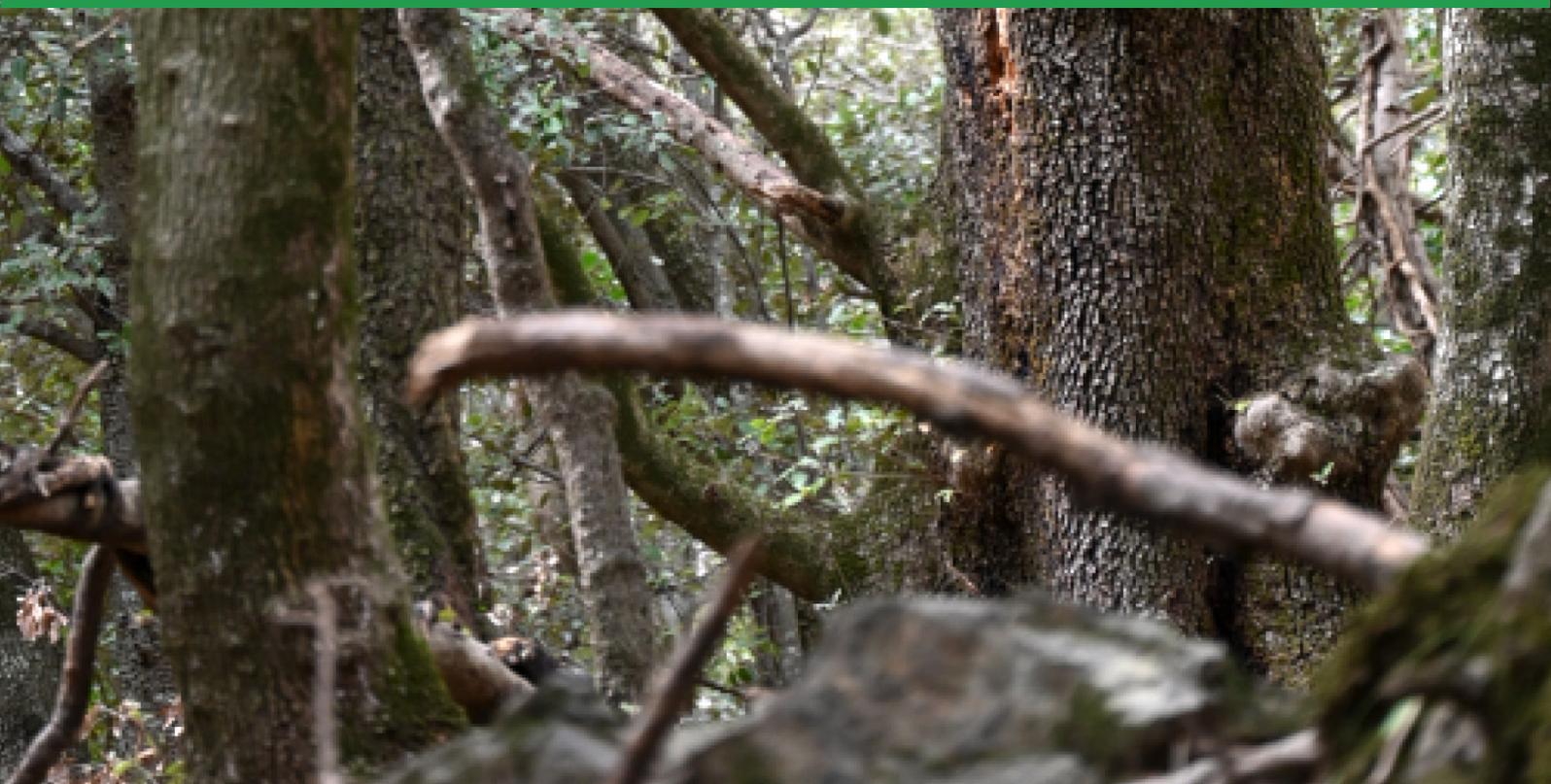




Guide complet
pour évaluer la maturité
et la biodiversité des peuplements
forestiers méditerranéens



GUIDE COMPLET POUR ÉVALUER LA MATURITÉ ET LA BIODIVERSITÉ DES PEUPELEMENTS FORESTIERS MÉDITERRANÉENS

Publication : septembre 2023

Auteurs : Jordi Vayreda (CREAF), Lluís Comas (CREAF), Jordi Camprodon (CTFC), David Guixé (CTFC), Teresa Baiges (CPF) et Pierre Gonin (CNPF).

Participation technique : Tous les partenaires du projet.

Conception : Elizabeth Fernández (CPF).

Mise en page : Baobab Disseny.

Photos : Jordi Bas, Jordi Baucells, Jordi Camprodon, Lluís Comas, Xavier Florensa, Juan Martínez de Aragón et Eudald Solà.

Remerciements : Eduard Piera, Juan Martínez de Aragón et Miquel Jover, pour avoir conçu et réalisé l'échantillonnage et la détermination des coléoptères saproxyliques, des champignons et des bryophytes respectivement. Xavier Florensa, Robert Manzano, Adrià Ortega et Laura Torrent pour leur participation à l'échantillonnage et au traitement des données sur les chiroptères. Carles Batlles pour sa participation au traitement et au calcul des indicateurs de maturité. Xènia Jaumejoan, Elena Pi et Víctor Sazatornil pour leur participation au traitement des données des bioindicateurs.

Citation recommandée : Vayreda J., Comas L., Camprodon J., Baiges T., Gonin P. et Guixé D. (2023). Guide complet pour évaluer la maturité et la biodiversité des peuplements forestiers méditerranéens. Projet Life BIORGEST, 74 p.

Ce guide a été réalisé dans le cadre du projet LIFE BIORGEST — Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean Forests. Incentives & Management Tools (LIFE 17NAT/ES/000568).

Organismes partenaires du projet 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 National de la Propriété Forestière, Xarxa per a la Conservació de la Natura.

Collaboration et financement : Generalitat de Catalunya. Conseil de la province de Gérone.

Le projet LIFE BIORGEST (LIFE NAT/ES/000568) est financé par le programme LIFE de l'Union européenne.

Cette publication est le reflet exclusif des opinions des auteurs. La Commission européenne/CINEA n'est pas responsable de l'usage qui pourrait être fait des informations contenues dans ce document.

Photo de couverture : spécimen de chêne vert centenaire avec une partie du houppier mort et des cavités de picidés (Photo : Lluís Comas).

CONTENU

1. Introduction	4
2. Objectif du guide	9
3. Système d'évaluation de la biodiversité et de la maturité	10
4. Indicateurs de peuplement	11
4.1. Essences autochtones (IBP-RB)	14
4.2. Surface terrière (RB)	16
4.3. Structure verticale (IBP-RB)	17
4.4. Classes de diamètre (RB)	18
4.5. Bois mort moyen et gros (IBP-RB)	19
4.6. Gros et très gros arbres (IBP-RB)	22
4.7. Dendromicrohabitats (IBP-RB)	24
4.8. Dynamique (RB)	25
4.9. Milieux ouverts florifères (IBP)	27
5. Indicateurs de contexte	28
5.1. Continuité temporelle de la forêt (IBP-RB)	28
5.2. Milieux aquatiques (IBP)	29
5.3. Milieux rocheux (IBP)	30
6. Seuils	32
7. Protocole d'évaluation conjointe sur le terrain	36
8. Protocoles de suivi direct de la biodiversité à l'échelle du peuplement	38
8.1. Coléoptères saproxyliques	38
8.2. Oiseaux	39
8.3. Chiroptères	41
8.4. Bryophytes	43
8.5. Champignons afyphilophores	45
8.6. Flore vasculaire	47
9. Références	49
10. Annexes	58
A.1. Dendromicrohabitats	58
A.2. Équivalences entre les 2 classifications des dendromicrohabitats (15 types vs. 10 types)	60
A.3. Milieux aquatiques	61
A.4. Milieux rocheux	63
A.5. Inventaire de terrain conjoint	65
A.6. Liste des habitats CORINE/LPEHT	69
A.7. Liste des essences autochtones	70
A.8. Liste de codes des habitats d'intérêt communautaire (HIC) et des habitats prioritaires (HICP)	72

1. INTRODUCTION

Il est essentiel d'évaluer la biodiversité et la maturité des habitats forestiers, notamment parce qu'on estime que les forêts abritent plus des deux tiers de la biodiversité terrestre (WCFS 1999). Par exemple, environ 30 000 espèces d'insectes vivent dans les forêts européennes (Wermelinger et al. 2013). Une partie importante de cette biodiversité est associée aux stades les plus matures de la forêt (Wirth et al. 2009, Hilmers et al. 2018), ce qui renforce la nécessité d'évaluer la biodiversité à différents stades du développement forestier.

La biodiversité des forêts résulte de processus évolutifs qui se sont déroulés sur des millions d'années et qui sont eux-mêmes régis par des agents intrinsèques (tels que la concurrence pour les ressources, le mutualisme, les relations prédateur-proie, etc.) et des agents extrinsèques au système (perturbations telles que les incendies, les phénomènes météorologiques extrêmes) qui modulent les interactions entre les espèces et leur évolution. Dans chaque habitat forestier spécifique, le maintien des processus écologiques dépend essentiellement de la conservation de sa diversité biologique (FAO 2020). La coévolution des processus écologiques, tels que ceux mentionnés ci-dessus, a conduit à une augmentation de la complexité de l'écosystème (plus de taxons, plus de matière, plus d'énergie, plus d'interactions) au fil d'une succession écologique cyclique (Holling 1992), qui, dans les forêts, peut être appelée cycle sylvigénétique, atteignant son apogée dans les derniers stades, avec une complexité maximale et, par conséquent, une diversité biologique maximale (Kuusinen et Siitonen, 1998, Redecker et al. 2001, Jacobs et al. 2007, Avila-Cabadilla et al. 2009, de la Peña-Cuéllar et al. 2012, Hilmers et

al. 2018). La présence dans l'espace et dans le temps de forêts issues de toutes les phases du cycle sylvigénétique produit un degré élevé d'hétérogénéité, qui se traduit par une grande biodiversité à l'échelle du paysage. À plus petite échelle, les peuplements matures et sénescents présentent la plus grande diversité biologique, accumulant des taxons spécifiques à ce stade — absents des stades précédents — et comprenant des espèces à distribution restreinte (y compris des espèces endémiques), très vulnérables aux perturbations anthropogéniques. L'absence de peuplements matures signifie que la biodiversité liée à ces stades est si faible que l'on peut affirmer que la plupart des espèces menacées en milieu forestier se trouvent dans ces peuplements (EUROPARC-Espagne 2020a). L'une des raisons évidentes est que les peuplements matures et sénescents accumulent une plus grande quantité et diversité de ressources, de structures (principalement de la végétation constituant des micro et mésohabitats) et de microclimats facilitant la coexistence de multiples espèces, augmentant le nombre de niches et réduisant le risque d'extinctions locales (Schowalter 1995, Ferris et Humphrey 1999, Stein et Kreft 2015). Ces éléments et l'ensemble des espèces qui interagissent entre elles et avec l'environnement abiotique déterminent la biodiversité de la forêt. La diversité des espèces, la complexité des structures et des processus écologiques font de la forêt, à ses derniers stades du cycle sylvigénétique, un écosystème plus stable et plus résistant aux perturbations, mais elle renforce également la résistance des zones forestières adjacentes dont la biodiversité est moins importante (Bauhus et al. 2017, Gustafsson et al. 2019).

La principale méthode pour évaluer la biodiversité d'une forêt à l'échelle d'un peuplement consiste à procéder à un échantillonnage exhaustif des différents groupes taxonomiques sensibles aux changements dans l'écosystème, qui, conjointement, sont représentatifs de l'évolution de la biodiversité globale de l'habitat, c'est ce que l'on appelle les bioindicateurs. Cependant, les inventaires taxonomiques prennent du temps, requièrent la participation de spécialistes et nécessitent des ressources financières plus importantes. De nombreuses études ont mis en évidence des relations entre l'occurrence et l'abondance d'attributs structurels particuliers et l'abondance et la richesse de différents groupes taxonomiques (Lindenmayer et Franklin 2002, Bauhus et al. 2009, Gao et al. 2015, Hilmers et al. 2018, Larrieu et al. 2019), qui sont à leur tour liés à la maturité de la forêt (par exemple., Wirth et al. 2009). Par conséquent, une autre méthode d'évaluation de la biodiversité consiste à utiliser des indicateurs de substitution, faciles à obtenir sur le terrain, qui décrivent les structures végétales et physiques de l'habitat dont dépendent les groupes taxonomiques (par ex., Lindenmayer et al. 2000 et 2006).

Une évaluation indirecte des éléments clés est une option très valable et une bonne approximation de la biodiversité à l'échelle du peuplement. Toutefois, à ce jour, il n'a pas été possible d'établir une liste complète d'attributs ou d'éléments clés valables pour tous les groupes taxonomiques et tous les habitats forestiers. Gao et al. 2015 et Larrieu et al. 2019, pour ne citer que deux études notables et relativement récentes, ont identifié des relations significatives entre les éléments structurels et certains groupes taxonomiques, en particulier les coléoptères sa-

proxyliques, suivis par les coléoptères du sol, les champignons aphylophores et les bryophytes. L'étude de Larrieu et al. (2019) ne mentionne aucune relation significative avec des groupes taxonomiques importants tels que les oiseaux ou les chauves-souris. Cela peut s'expliquer par diverses raisons telles que l'existence d'interactions complexes agissant à différentes échelles temporelles et spatiales entre les différents groupes taxonomiques et avec des éléments structurels et de composition de l'habitat très différents (par ex., dendromicrohabitats, bois mort, plantes florifères dans les clairières et plans d'eau), ce qui ne les rend pas tout à fait valables comme indicateurs pour évaluer certains taxons à l'échelle de la placette forestière (Larrieu et al. 2014). Cependant, de nombreuses études soulignent la relation étroite entre la richesse et l'abondance des oiseaux forestiers (en particulier les passereaux et les picidés) et les éléments structurels à l'échelle du peuplement (environ dix hectares ou plus), qui coïncide avec la taille de plusieurs territoires de nidification des passereaux (Camprodon 2013). Les chauves-souris réagissent mieux à une échelle spatiale plus grande, car leurs domaines de vie sont très vastes. L'un des facteurs les plus limitants pour les chauves-souris arboricoles est la disponibilité de refuges (Russo et al. 2004, Napal et al. 2009) et sont relativement bien corrélés avec l'augmentation de la maturité des forêts (Camprodon et al. 2010). Cependant, elles fréquentent très souvent les espaces ouverts environnants ou éloignés pour se nourrir (Fenton 1989, Schnitzler et Kalko 2001).



Figure 1. Les arbres décrépits et morts sur pied, de classe de diamètre 20 et plus, sont utilisés par les pics pour creuser leurs loges dans les forêts méditerranéennes. Sur la photo, une cavité complète et une autre amorcée par un pic épeiche (Photo : Jordi Bas).

Il est important de noter que la disponibilité et l'abondance de tous les éléments clés dans un peuplement ne correspondent pas nécessairement à une augmentation de la biodiversité de tous les groupes taxonomiques. Il s'agit seulement d'une garantie que les conditions d'accueil de l'espèce sont réunies. Une espèce donnée peut ne pas être présente, malgré des conditions d'habitat favorables, pour de nombreuses raisons liées à l'échelle temporelle et spatiale. À l'échelle temporelle, car même si les conditions d'habitat d'une espèce à faible capacité de dispersion sont réunies, la dispersion peut prendre du temps ou ne pas se produire du tout. À l'échelle spatiale, parce que le peuplement en question peut être déconnecté d'autres peuplements (effet d'îlot) où l'espèce est présente, mais qu'elle ne peut atteindre parce que la connectivité est faible ou inexistante. Par exemple, des espèces rares de coléoptères saproxyliques et d'autres invertébrés à faible capacité de dispersion peuvent être absentes d'un peuplement où du bois mort a été généré pour les favoriser, parce que les

conditions préalables n'ont pas permis leur présence et que les populations les plus proches sont trop éloignées dudit peuplement. De plus, certains habitats peuvent être éphémères et clairsemés, ce qui rend difficile le maintien de populations stables de certaines espèces et leur détection, car elles ne sont présentes que temporairement.

Ainsi, pour avoir une idée de la biodiversité réelle, il est essentiel de suivre régulièrement certains groupes taxonomiques, mais lesquels faut-il mesurer ? Dans l'idéal, il convient de suivre les groupes taxonomiques ou fonctionnels ayant la valeur bioindicatrice la plus élevée, c'est-à-dire faciles à échantillonner, sensibles aux changements de l'écosystème et représentatifs de ce qui peut arriver à d'autres groupes (Rosenvald et Löhms 2008, Lindenmayer et al. 2012, Wermelinger et al. 2013). De nombreux groupes taxonomiques sont complémentaires les uns des autres, c'est pourquoi plusieurs d'entre eux doivent être surveillés en même temps

afin d'obtenir une image plus complète de la biodiversité réelle. Les insectes constituent l'un des meilleurs groupes, en raison de leur cycle de vie court et de leur grande diversité taxonomique (la plus élevée de la forêt). Ils sont essentiels dans de nombreux processus et fonctions de l'écosystème, sensibles aux changements de leur environnement à l'échelle du peuplement, et réagissent rapidement. Ils sont donc considérés comme de bons indicateurs de la biodiversité globale et de l'état de conservation des forêts, car ils remplissent de nombreuses exigences définies pour les bioindicateurs (Wermelinger et al. 2013). Parmi les nombreux groupes taxonomiques, les fourmis (*Formicidae*), les papillons de nuit (*Heterocera*) et les papillons de jour (*Rhopalocera*), les guêpes parasites (*Terebrantes*), les syrphes (*Syrphidae*) et les coléoptères (*Coleoptera*), parmi lesquels les saproxyliques se distinguent par leur valeur en tant qu'indicateurs de l'état de conservation des forêts. Les coléoptères saproxyliques représentent entre un cinquième et un tiers de la richesse totale en arthropodes forestiers (Grove 2002, Stokland 2004). De nombreux insectes sont relativement faciles à évaluer à l'aide de méthodes standardisées et les mesures sont fiables en raison de leur grande abondance. Ils couvrent un large éventail d'histoires de vie, d'exigences en matière d'habitat et de groupes fonctionnels jouant un rôle important dans les écosystèmes forestiers (Ferris et Humphrey 1999, Maleque et al. 2006).

Une autre question concerne l'évaluation indirecte de certains éléments clés, pour lesquels il est clairement établi qu'ils sont fortement corrélés à la présence de certaines communautés d'organismes. Par exemple, il existe une forte corrélation entre le bois mort et les organismes saproxyliques. Les organismes saproxyliques les plus diversifiés sont les champignons qui se nourrissent de bois en décomposition (30 % des organismes saproxyliques), suivis par les coléoptères (20 %) (Speight 1989, Stokland 2004, Stokland et al. 2012). Il peut également arriver qu'un peuplement ait cette capacité d'accueil en espèces ordinaires, par exemple, pour les oiseaux forestiers, parce qu'il y a de gros arbres et une structure hétérogène, mais pas de bois mort ou certains dendromicrohabitats, de sorte que ces autres espèces typiquement forestières seront absentes parmi les invertébrés et les champignons saproxyliques. Enfin, certaines espèces ont des exigences très particulières en matière d'habitat et ont besoin de certaines perturbations ou dynamiques, qui ne se produisent pas toujours, pour créer les conditions nécessaires à leur présence (par exemple, les coléoptères associés aux incendies). Dans ces conditions, il faut en outre qu'il y ait des populations proches qui permettent l'arrivée de l'espèce par dispersion à partir de la zone d'origine.



Figure 2. Gros bois mort au sol à différents stades de décomposition (Photo : Lluís Comas).

Enfin, étant donné qu'il existe un lien étroit entre une grande diversité biologique et la maturité des forêts, il est possible de définir un certain nombre d'attributs associés à ces processus. Ces attributs sont le résultat d'une dynamique naturelle qui suit le cycle sylvigénétique et agit sur des centaines d'années, permettant aux processus naturels de se produire au fil du temps en l'absence de perturbations de forte intensité, qu'elles soient naturelles ou anthropogéniques. En résumé, les éléments clés associés à l'augmentation de la biodiversité et de la maturité des forêts à l'échelle du peuplement sont les suivants :

- *Hétérogénéité spatiale de la forêt* : la présence de différents types d'habitats au sein de la forêt, tels que de petites zones ouvertes exposées au rayonnement solaire, combinées à des zones ombragées associées à une humidité plus élevée, des variations dans les caractéristiques du sol, la lithologie, la topographie et le gradient altitudinal, offrent un plus grand nombre de niches écologiques, qui sont occupées par une grande variété d'espèces.
- *La diversité des espèces végétales*. La présence de différentes espèces d'arbres, d'arbustes et d'herbacées fournit un large éventail de ressources trophiques ou alternatives aux animaux et aux champignons.
- *La complexité structurelle de la forêt*. La présence d'arbres de tailles et d'âges différents, ainsi que de troncs tombés et d'autres éléments structurels, crée des microhabitats et des refuges pour les insectes et autres invertébrés, les oiseaux, les chauves-souris, les épiphytes tels que les bryophytes et les lichens, etc.
- *L'abondance de bois mort*, de toute taille, au sol ou debout, et à différents stades de décomposition. Des milliers d'espèces dites saproxyliques dépendent de cette ressource, souvent de manière exclusive. La rareté historique de cette ressource dans la plupart des forêts a entraîné la raréfaction d'un grand nombre de ces espèces, dont un grand nombre sont menacées.
- *Interaction entre les espèces*. Les interactions entre les organismes dans le temps et l'espace et les fonctions qu'ils remplissent, telles que la pollinisation, la dispersion des graines, la prédation, le mutualisme, la compétition, la symbiose, sont essentielles au maintien de la diversité, de la santé et de la productivité de l'écosystème forestier.

De plus amples informations sur ces attributs et processus sont disponibles sur le *Guide de recommandations techniques et de mesures pour l'amélioration de la biodiversité dans les forêts méditerranéennes*.

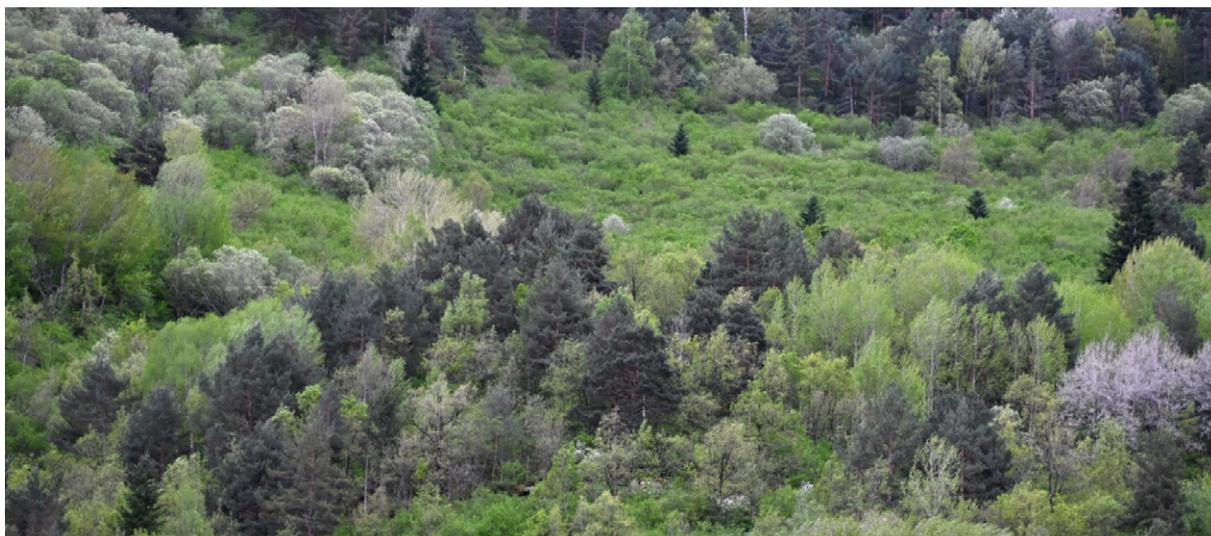


Figure 3. L'hétérogénéité spatiale de la forêt peut également refléter la diversité des caractéristiques du sol, de la lithologie et/ou de la topographie (Photo : Lluís Comas).

2. OBJECTIF DU GUIDE

L'objectif principal de ce guide est de présenter une méthodologie pour le diagnostic **conjoint de la maturité et du potentiel d'accueil de la biodiversité à l'échelle du peuplement** en utilisant des indicateurs directs et indirects des habitats forestiers méditerranéens. Ce guide comprend la définition et la justification des indicateurs utilisés, les seuils pour leur évaluation et la méthodologie commune de terrain pour établir ce diagnostic.

Il est important de préciser que cette méthodologie n'est pas utile pour évaluer l'état de con-

servation d'un habitat, car elle n'évalue pas l'aire de distribution, la zone occupée par l'habitat, les pressions et les menaces ni les communautés d'espèces qu'il abrite. Cependant, la méthodologie proposée peut être utilisée pour l'évaluation à l'échelle du peuplement de l'état de conservation en termes de structure et de fonction ; voir *Guide de recommandations techniques et de mesures pour l'amélioration de la biodiversité dans les forêts méditerranéennes* pour améliorer la connaissance du système d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat.

3. SYSTÈME D'ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ ET DE LA MATURITÉ

L'évaluation conjointe de la biodiversité et de la maturité des forêts dans ce guide commun est basée sur deux méthodologies qui sont appliquées depuis longtemps et qui font l'objet d'un large consensus. Il s'agit du coefficient ou **index de biodiversité potentielle (IBP) et du coefficient de maturité Redbosques**. L'IBP est conçu et validé pour l'évaluation de la capacité d'accueil pour les taxons forestiers (animaux, plantes et champignons), sur la base d'indicateurs de structure forestière et d'indicateurs de contexte (Gonin et al. 2012). La méthodologie Redbosques, proposée dans le cadre du projet Life-Redbosques (EUROPARC-Espagne, 2020b), et basée sur la proposition réalisée par Rossi et Vallauri (2013), est un coefficient pour l'évaluation de la naturalité des forêts, c'est-à-dire la maturité, l'empreinte humaine et l'intégrité spatiale. S'il est vrai que les deux ont en commun des indicateurs de structure et de composition, il existe certaines différences dans la définition et la méthodologie d'échantillonnage. Ce guide décrit les indicateurs des deux méthodologies, leurs différences, et propose une méthodologie commune d'échantillonnage sur le terrain qui permet de réaliser la double évaluation.

Bien que ce ne soit pas le sujet de ce guide, il est également important d'évaluer l'effet de la gestion forestière et d'autres perturbations sur les taxons dont la conservation est particulièrement importante (endémiques et taxons localement rares, répertoriés sous la catégorie menacé par les catalogues officiels de la flore et de la faune menacées). Les espèces rares ou menacées qui sont particulièrement sensibles aux facteurs de changement causés ou influencés par la gestion

forestière peuvent être prioritaires (Jonsson et Siitonen 2013). À cet égard, il est important de mettre en place des méthodologies de suivi fixés par consensus. Dans certains cas, il est possible d'adopter un suivi déjà normalisé ou quasi normalisé, disponible uniquement pour quelques espèces menacées et sensibles à la gestion forestière. Dans d'autres cas, les méthodologies de suivi déjà appliquées sous une forme ou une autre par différents chercheurs ou groupes de recherche devraient être normalisées. Ce suivi doit coïncider, au niveau de la méthode et des localités sélectionnées, avec le suivi des indicateurs de substitution mentionnés ci-dessus.



Figure 4. Annellation d'un pin parasol lors d'une action de préparation à la dynamique naturelle de LIFE BIORGEST (Photo : Jordi Camprodon).

4. INDICATEURS DE PEUPEMENT

Ces deux coefficients ont des objectifs distincts : alors que le coefficient de maturité Redbosques (RB) évalue le degré de maturité d'un peuplement, l'IBP évalue indirectement le potentiel de diversité taxonomique qu'un peuplement peut supporter. Comme il existe des nuances dans la méthode d'échantillonnage et dans la façon dont les variables sont mesurées sur le terrain, les deux sections suivantes décrivent les détails de ces similitudes et de ces différences pour chaque indicateur. En outre, pour chacun d'entre eux, une justification est donnée quant à la raison pour laquelle ils ont été choisis. Le tableau 1 en don-

ne un aperçu et le tableau 2 présente les seuils à atteindre pour classer un peuplement en fonction de sa biodiversité potentielle ou de sa maturité.

La base scientifique éprouvée qui sous-tend les indicateurs proposés, par exemple celle des microhabitats des arbres vivants (Siitonen 2001, Larrieu et al. 2018, Stokland et al. 2012) ou celle du gros bois mort (Jonsson et Siitonen 2013, Kriebitzsch et al. 2013, Lachat et al. 2013), confère à ce système d'évaluation conjointe un avantage indéniable dans l'évaluation de la maturité et de la diversité potentielle.

TABLEAU 1

Principales différences méthodologiques et contraintes d'échantillonnage entre les indicateurs des deux protocoles d'évaluation : RB (Coefficient de maturité Redbosques), IBP (Indice de Biodiversité Potentielle). Les détails de l'échantillonnage et les conditions de chaque protocole figurent dans le document. Les seuils IBP sont un peu différents dans les régions bioclimatiques autres que méditerranéenne.

Indicateur	Protocole	Échelle	Description	Différences / Conditions
Essences autochtones	RB	Peuplement	Nombre d' <u>essences</u> autochtones différentes, à tous les stades de développement, présentes dans le peuplement	Vivants h≥50 cm
	IBP	Peuplement	Facteur A. Nombre de <u>genres</u> autres que les essences autochtones, à tous les stades de développement, <u>morts ou vivants</u> , présents sur une superficie de 1 hectare.	Morts ou vivants h≥50 cm
Surface terrière	RB	Placette	Surface terrière moyenne (m ² /ha) (arbres vivants de DBH > 17,5 cm) sur toutes les placettes	DBH≥17,5 cm
	IBP		Non utilisé pour l'évaluation	

Indicateur	Protocole	Échelle	Description	Différences / Conditions
Strates verticales	RB	Placette	Nombre de strates. On distingue 4 strates de même hauteur (uniquement des essences à tous les stades de développement) + 1 strate émergente	FC ≥ 20%
	IBP	Peuplement	Facteur B. Nombre de strates – 1 strate herbacée et semi-ligneuse – 4 strates ligneuses : très basse (< 1,5 m); basse (1,5-5 m); intermédiaire (5-15 m) et haute (≥ 15 m)	FC ≥ 20%
Classes de diamètre	RB	Peuplement	Nombre de CD distinctes d'essences autochtones présentes sur toutes les placettes échantillonnées	DBH ≥ 17,5 cm
	IBP		Non utilisé pour l'évaluation	
Gros et très gros bois	RB	Placette	Nombre d'arbres vivants exceptionnels par hectare. Il est considéré comme exceptionnel si son DBH en cm est au moins 3 fois supérieur à la hauteur dominante en m (Ho) de l'espèce dans le peuplement	DBH ≥ 3xHo
	IBP	Placette	Facteur E. Nombre de pieds vivants par hectare de : – Gros Bois (GB) – Très Gros Bois (TGB)	- GB (37,5 < DBH < 57,5 cm) - TGB (DBH ≥ 57,5 cm) ou (DBH ≥ 37,5 cm)*
Bois mort moyen et gros	RB	Peuplement	Volume de bois mort <u>sur pied ou au sol</u> de toute essence. Pourcentage (%) du volume total de bois mort (sur pied et au sol) par rapport au volume d'arbres vivants	DBH ≥ 17,5 cm
	IBP	Placette	Facteur C. Arbres morts sur pied <u>ou souchets</u> d'au moins 1 mètre de hauteur (H) de Bois Mort Moyen (BMM) et/ou de Gros Bois Mort (GBM) Facteur D. Arbres morts <u>au sol</u> d'au moins 1 mètre de longueur (L) de bois mort moyen (BMM) et/ou de gros bois mort (GBM)	- H o L ≥ 1 m - BMM (17,5 < DBH < 27,5 cm) - GBM (DBH > 27,5 cm) ou (DBH ≥ 17,5 cm)*

* En fertilité de station C (basse) ou pour les essences des genres à croissance lente (*Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...)

Indicateur	Protocole	Échelle	Description	Différences / Conditions
Dendromicro-habitats (DMH)	RB	Peuplement	Nombre <u>de types de DMH différents</u> des 10 types proposés détectés dans l'ensemble des placettes. Un type de DMH est pris en compte s'il y en a au moins 2 par hectare	
	IBP	Peuplement	Facteur F. Nombre <u>d'arbres vivants porteurs de DMH</u> par hectare (DMH-annoter et classer, selon les 15 types, tous les arbres porteurs de DMH observés jusqu'à un maximum de 2 arbres/ha × groupe DMH)	
Milieux ouverts florifères	RB		Non utilisé pour l'évaluation	
	IBP	Placette	Facteur G. Pourcentage (%) de la zone comportant des espaces ouverts avec une végétation florifère	
Dynamique	RB	Peuplement	Présence de chacune des phases sylvigénétiques dans le peuplement (1. Trouée, 2. Régénération, 3. Occupation, 4. Exclusion, 5. Maturation, 6. Senescence)	
	IBP		Non utilisé pour l'évaluation	
Continuité temporelle de l'état boisé	RB	Peuplement	Part de la forêt en 1956 (%)	Année de référence 1956
	IBP	Peuplement	Facteur H. Zones boisées sur l'orthophoto de 1945 avec absence de signes d'utilisation agricole antérieure ou ultérieure ou de perturbation du sol due au reboisement	Année de référence 1945

4.1. ESSENCES AUTOCHTONES (IBP-RB)

Définition

Richesse en nombre d'espèces ou de genres d'arbres autochtones présents dans le peuplement à tous les stades de développement (y compris la régénération).

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. La présence de toute essence vivante dans le peuplement est enregistrée pour autant qu'elle ait une hauteur d'au moins 50 cm. La valeur au niveau du peuplement est le nombre **d'essences différentes** trouvées dans l'ensemble du peuplement.

IBP (Facteur A). La présence de toute essence est notée **au niveau du genre** pour autant qu'elle ait une hauteur d'au moins 50 cm. La valeur du niveau de peuplement est le nombre de genres **vivants ou morts** distincts trouvés dans un hectare. Si 2 hectares sont échantillonnés, il s'agit de la valeur moyenne.

Justification

Maturité. Dans les forêts naturelles, la tendance la plus probable est la coexistence simultanée de plusieurs essences (Gosselin et al. 2004), généralement plus de cinq, sauf dans certaines forêts comme les hêtraies ou les forêts subalpines (qui comptent peu d'espèces) ou, à l'inverse, dans les forêts riveraines (qui tendent à présenter un plus grand nombre d'essences). Aux stades les plus matures d'une forêt, la tendance est à l'apparition d'essences compagnes plus tolérantes à l'ombre, occupant les étages de végétation sous la canopée et s'incorporant progressivement — en fonction de la hauteur des essences occupant la canopée supérieure — à cette dernière. Cette incorporation lente se produit lorsque les vieux arbres perdent une partie de leur houppier et laissent apparaître de petites brèches qui permettent à la lumière de pénétrer, ce qui est exploité par ces essences. Il existe une corrélation entre la richesse en essences et la diversité structurelle associée

à la maturité, car cette diversité implique une diversification de l'apport de lumière qui crée des opportunités pour les essences tolérantes et à croissance lente de trouver des conditions de lumière leur permettant d'atteindre l'étage dominant. Il s'agit par exemple d'essences telles que *Sorbus torminalis*, *S. domestica*, *Acer opalus*, *A. campestre*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata*, etc.

Potentiel de biodiversité. La biodiversité de la communauté associée aux arbres dépend de différences structurelles fondamentales telles que l'appétence des feuilles pour les insectes et autres organismes phytophages, la dureté du bois, la rugosité et la stabilité de l'écorce, la capacité à former des microhabitats, etc. Les essences d'un même genre diffèrent les unes des autres par ces caractéristiques et d'autres encore, et sont donc associées à une communauté d'espèces de faune et de flore similaires. Par exemple, les caractéristiques physicochimiques de l'écorce du genre *Pinus* déterminent la communauté de bryophytes associée, qui est différente des bryophytes que l'on peut associer, par exemple, au genre *Acer* (Casas et al. 2003), mais la spécialisation atteint rarement le niveau de l'espèce d'arbre. La richesse et la diversification des caractéristiques écologiques de la communauté de bryophytes épiphytes sont supérieures dans la plupart des feuillus en raison de la stabilité de leur écorce, qui ne se détache pas en plaques comme celle des pinacées. En outre, l'écorce rugueuse, par exemple celle du chêne par rapport à celle du hêtre, est préférée (Belinchón et al. 2011) car il s'agit d'un substrat plus stable qui retient mieux l'humidité. La richesse en lichens et en bryophytes épiphytes dans les forêts tempérées gérées dépend du maintien de la diversité des essences dans les peuplements mixtes; notamment la proportion de gros arbres à feuilles caduques dans les forêts de pins, principalement des chênes (Király et al. 2013).

Il en va de même pour les oiseaux. Par exemple, la plupart des espèces européennes de paridés (mésange bleue et mésange charbonnière)

montrent une préférence pour les conifères ou les feuillus, sans association avec des essences spécifiques (Camprodon 2013). Par ailleurs, la présence de certains feuillus, comme le peuplier blanc ou noir, favorise la sélection d'un peuplement par les picidés, car le bois tendre facilite l'excavation du nid (Camprodon et al. 2007). Chez les insectes, la sélection est très diversifiée. Par exemple, les larves de certains lépidoptères, hyménoptères et coléoptères se nourrissent de plantes nutritives au niveau du genre, y compris des genres arborescents. Pour ne citer qu'un exemple, certaines chenilles de sphingidés (famille *Sphingidae*) se nourrissent préférentiellement de tilleuls (*Tilia* ssp.) ou de peupliers (*Populus* ssp.) et de saules (*Salix* ssp.) ou encore de pins (*Pinus* ssp.) (Chinery 2005). Dans le cas du bois mort, la communauté de

coléoptères saproxyliques associée est différente selon qu'il s'agit de bois de conifères ou de feuillus. Par exemple, *Diaperis boleti* est un ténébrionide qui développe ses larves dans les champignons polypores des arbres à feuilles caduques, notamment les bouleaux (Albouy et Richard 2019). Le mélange d'arbres est l'une des variables importantes pour une communauté diversifiée de coléoptères saproxyliques dans les forêts méditerranéennes (Parisi et al. 2020). Pour que des communautés uniques de coléoptères saproxyliques se développent dans les forêts méditerranéennes, il est essentiel que les vieux chênes soient courtisés en tant qu'arbres compagnons dans l'étage dominant et/ou en tant que composants du sous-étage boisé pour être éventuellement promu à l'étage dominant dans les forêts de pins (Buse et al. 2010).



Figure 5. Forêt méditerranéenne mixte de feuillus (chênes et chênes verts) et de pins d'Alep (Photo : Jordi Camprodon).

4.2. SURFACE TERRIÈRE (RB)

Définition

Il s'agit de la surface terrière moyenne (en m²/ha) de toutes les placettes, calculée à partir de tous les arbres vivants d'au moins 17,5 cm de DHP (diamètre du tronc mesuré à 1,30 cm de hauteur).

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Tous les arbres vivants d'au moins 17,5 cm de diamètre de chaque placette sont échantillonnés. La valeur au niveau du peuplement est la surface terrière moyenne de toutes les placettes échantillonnées.

IBP. Non échantillonné.

Justification

Maturité. La surface terrière est un indicateur

forestier classique, qui décrit à la fois la densité arborée et la taille moyenne de chaque arbre, indiquant de manière très simple la biomasse sur pied. La surface terrière des forêts naturelles tempérées se situe généralement entre 20 et 50 m²/ha. Cette fourchette peut être un peu plus étroite sous les climats plus extrêmes, comme en Méditerranée en raison du manque d'eau ou dans les régions subalpines en raison des basses températures. Elle peut également être plus faible lorsque la fertilité de la station est moins bonne (sols pierreux ou très minces). Si la forêt est gérée à long terme, la valeur peut être plus élevée. La surface terrière augmente et diminue selon le stade du cycle sylvigénétique : lors des premiers stades (clairières, régénération et occupation) et des derniers stades (sénescence), la valeur a tendance à être plus faibles, tandis qu'aux stades intermédiaires (exclusion et maturation), les valeurs sont plus élevées.

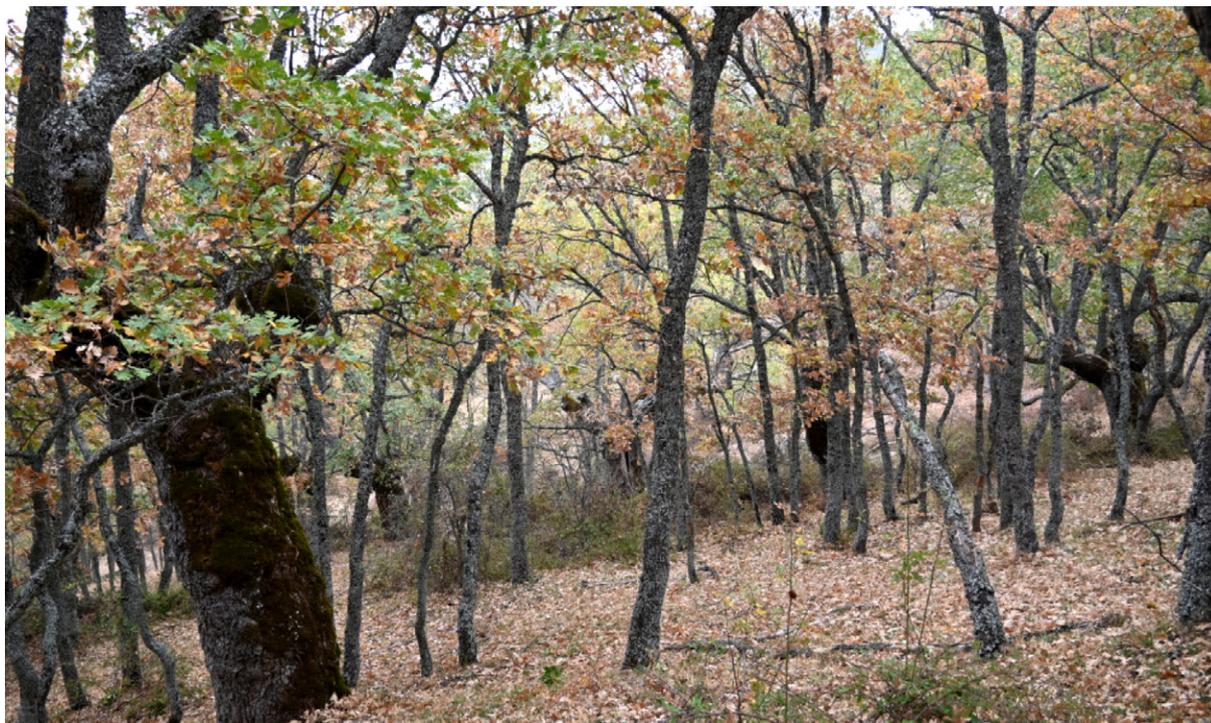


Figure 6. La surface terrière d'un peuplement augmente significativement avec la présence d'arbres adultes (Photo : Lluís Comas)

4.3. STRUCTURE VERTICALE (IBP-RB)

Définition

Le nombre de strates verticales de végétation présentes sur chaque placette et à tout stade de développement est compté, à condition que, dans une strate donnée, le couvert vertical au sol soit d'au moins 20 %.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Il y a quatre strates verticales de même hauteur occupées par des essences plus une strate d'arbres émergeant vers le couvert dominant. La valeur au niveau du peuplement est la moyenne des strates des placettes échantillonnées.

IBP (Facteur B). On peut distinguer les strates suivantes : végétation herbacée et semi-ligneuse, végétation ligneuse très basse (< 1,5 m), basse (1,5-5 m), intermédiaire (5-15 m) et haute (\geq 15 m).

Justification

Maturité. Une forêt naturelle mature est généralement irrégulière et on peut y distinguer plusieurs strates verticales (Bauhus et al. 2009). Aux stades les plus matures d'une forêt, de nouvelles strates ont tendance à apparaître à mesure que d'autres essences tolérantes à l'ombre apparaissent et occupent les strates de végétation situées sous la canopée. Les essences telles que *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Acer opalus*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata* en sont des exemples. Avec le temps, le houppier des arbres les plus âgés de la canopée supérieure devient moins dense, ce qui permet à la lumière de pénétrer davantage vers les strates inférieures. Il peut également arriver que des trouées s'ouvrent dans la canopée à la suite de la mort d'un arbre dominant, ce qui permet l'émergence de nouvelles cohortes de l'essence ou de l'essence dominante ou, selon la taille de la trouée, à d'autres essences plus héliophiles. Dans d'autres cas, il peut y avoir une strate émergente supplémentaire correspondant à des spécimens relativement isolés qui dépassent le couvert arboré dominant (par exemple : forêts mixtes

avec des spécimens de pins d'Alep dispersés et isolés au-dessus d'une forêt dominante de chênes verts plus bas). Dans ces cas-là, la probabilité que l'étage émergent se maintienne dans le temps est pratiquement nulle, car il s'agit de forêts de transition où les essences pionnières sont encore présentes. Il est très probable que ces pieds isolés disparaissent avec le temps et que cette strate émergente disparaisse.

Potentiel de biodiversité. La structure verticale est un élément important pour décrire la biodiversité et le fonctionnement d'une forêt. Une forêt pluristratifiée définit une hétérogénéité verticale qui favorise différents groupes d'essences, car elle permet une grande diversité de microenvironnements (rayonnement solaire, gradients de température et d'humidité) qui peuvent être occupés par de nombreux groupes taxonomiques (lichens, bryophytes, champignons aphyllophores, oiseaux, etc.). Par exemple, l'interaction entre les passereaux et la structure verticale de la végétation (MacArthur et MacArthur 1961, Wilson 1974, Wiens 1989) et avec les éléments structurels associés à la maturité, notamment par les oiseaux cavicoles qui se nourrissent des troncs et des branches épaisses des arbres vivants, décrépits et du bois mort, est bien connue depuis longtemps (Avery et Leslie 1990, Newton, 1994, Winkler et al. 1995, Harrap et Quinn 1996, Thingstad 1997, Camprodon et al. 2008).

La diversité augmente en présence d'un étage arbustifs et de lianes bien développés, avec une diversité maximale avec couvert supérieur à 50 % dans les forêts de chênes verts et de chênes lièges (Camprodon 2013). De même, la richesse en essences du sous-bois entraîne une plus grande diversité d'insectes associés à certaines plantes nutritives et de champignons saprophytes, parasites et mycorhiziens. La densité de l'étage arbustif et de lianes offre également un abri aux ongulés et aux carnivores. En revanche, les forêts denses avec une continuité verticale entre les canopées des arbres, les arbustes et les lianes ne sont pas favorables au vol des chauves-souris (Guixé et Camprodon 2018).

Les arbres les plus hauts (plus de 15 m) facilitent la nidification de nombreux rapaces, surtout s'ils dépassent les autres en hauteur. Par exemple, dans les forêts de chênes verts de la région de la Garrotxa (Catalogne), différentes espèces d'oiseaux ont marqué leur préférence pour l'éta-

gement vertical : la hauteur et la couverture de l'étage arborescent ou arbustif, en fonction de l'espèce d'oiseau (Camprodon 2013). L'étagement peut être simplifié à la suite d'une action sylvicole (régularisation), par défrichage ou par éclaircie d'élimination des pieds supprimés et sans avenir.

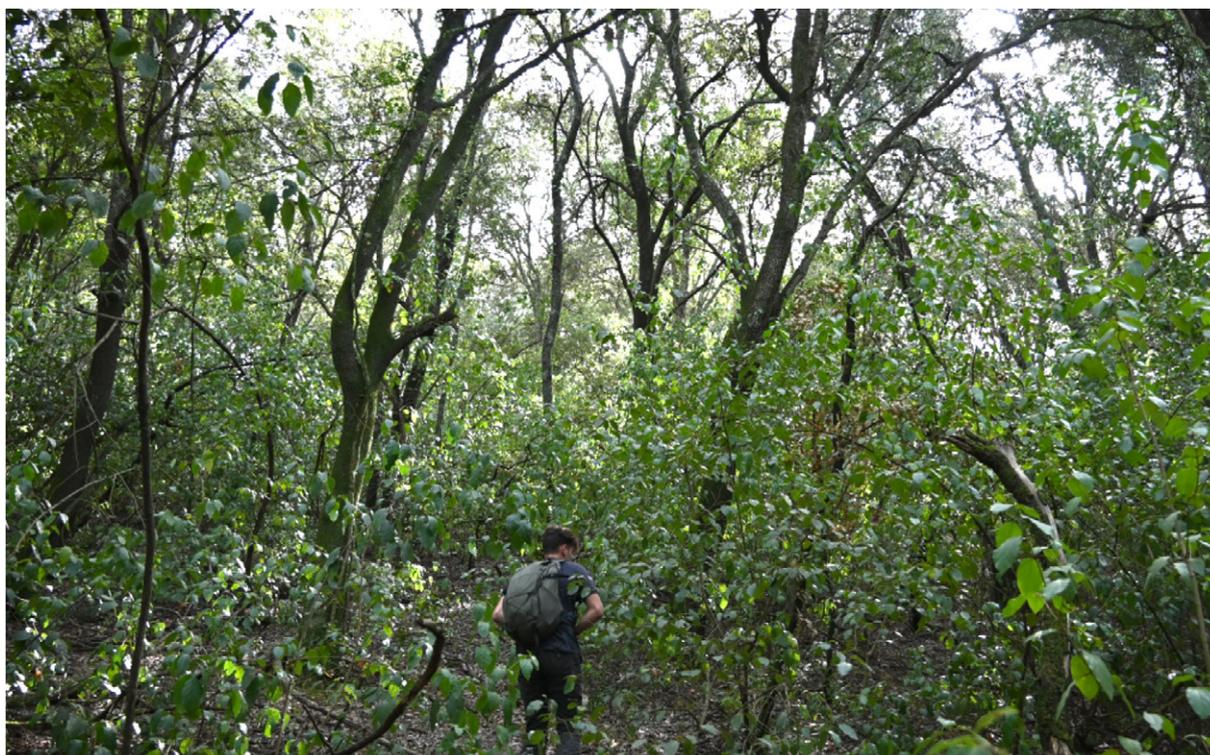


Figure 7. Sous-bois de chêne vert côtier. La forêt méditerranéenne possède généralement un sous-bois très abondant et diversifié (Photo : Lluís Comas).

4.4. CLASSES DE DIAMÈTRE (RB)

Définition

Elle n'est évaluée que dans le protocole RB et correspond au nombre de classes de diamètre (DC) des essences autochtones présentes dans l'ensemble des placettes échantillonnées.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Le nombre de CD est compté à partir de la classe 20, c'est-à-dire à partir d'un DBH > 17,5 cm de tous les pieds vivants. La valeur au niveau du peuplement est le nombre de CD distincts de toutes les placettes échantillonnées.

IBP. Non échantillonné.

Justification

Maturité. Dans une forêt, le nombre de classes de diamètre est un indicateur de maturité, car, en l'absence de perturbations graves, cette valeur augmente avec le temps. Une forêt naturelle présente généralement une structure irrégulière en termes de diamètre et de hauteur. Une jeune forêt se caractérise par un petit nombre de classes de diamètre et une courbe de distribution en j inversé, bimodale ou plus ou moins uniforme. À mesure que la forêt grandit, le nombre de classes augmente et la proportion

de pieds des classes inférieures diminue. Aux stades matures, la chute d'un gros arbre permet l'incorporation d'une nouvelle cohorte, ce qui

signifie que la forêt verra apparaître des arbres de premières classes tout en conservant des spécimens de gros arbres.



Figure 8. Forêt de chênes verts avec différentes classes de diamètre dans un peuplement de Life BIORGEST (Photo : Jordi Camprodon).

4.5. BOIS MORT MOYEN ET GROS (IBP-RB)

Définition

C'est la quantité de bois mort de taille moyenne à grosse, sur pied ou au sol, de toute essence présente sur la placette. Il existe de nombreuses différences en termes de méthode d'échantillonnage, d'indicateurs et de contraintes entre les deux protocoles.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Le seuil minimum pour le bois mort est un DBH d'au moins 17,5 cm. Aucune distinction n'est faite entre le bois mort sur pied ou au sol. Deux indicateurs sont calculés à partir des don-

nées de chaque placette, soit le volume de bois mort (sur pied et au sol) et la proportion de bois mort par rapport au volume d'arbres vivants. La valeur de l'échelle du peuplement est, pour les deux indicateurs, la valeur maximale de toutes les placettes échantillonnées.

IBP. Le nombre de pieds ou de souchets morts sur pied d'au moins 1 mètre de hauteur (*Facteur C*) ou le nombre d'arbres morts au sol (*Facteur D*) d'au moins 1 mètre de longueur (L) sont comptés séparément). Le bois mort est considéré comme du bois mort moyen (BMM) si le DBH est compris entre 17,5 et 27,5 cm et comme gros bois mort (GBM) si le DBH est d'au

moins 27,5 cm. Exceptionnellement, pour le GBM, le DBH doit être d'au moins 17,5 cm pour la fertilité de station basse (type C) ou pour les essences à croissance lente (genres *Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...).

Justification

Maturité. Le gros bois mort est courant dans les forêts matures. Il s'agit d'un indicateur de maturité, car sa plus grande abondance coïncide avec les derniers stades du cycle sylvigénétique. En effet, une plus grande abondance découle du fait que les arbres les plus gros, à la limite de leur longévité, meurent et c'est à la phase de sénescence que les arbres vivants atteignent, en proportion, un plus gros volume. La proportion de bois mort dans les forêts matures varie généralement entre 10 et 30 % du volume total de bois.

Le bois mort, qu'il soit sur pied ou au sol, est à la base d'un réseau alimentaire complexe qui permet une succession de processus écologiques, renforçant l'intégrité de l'habitat et l'équilibre naturel et augmentant la résilience aux perturbations externes. Le bois mort, quelle que soit sa taille, remplit des fonctions écologiques importantes. Il peut réduire l'érosion et joue un rôle clé dans le développement du sol, stocke le carbone et l'eau, constitue une source importante d'énergie et de nutriments, facilite la germination de certaines espèces et représente un habitat de premier plan pour les décomposeurs et les hétérotrophes (Harmon et al. 1986, Franklin et al. 1997, Kirby et Drake 1993, Samuelsson et al 1994, McMinn et Crossley 1996, McComb et Lindenmayer 1999). Son incorporation au cours du processus de décomposition assure la rétention et le recyclage continu des nutriments. En outre, la matière organique incorporée au sol améliore ses propriétés physico-chimiques, augmente la capacité d'échange cationique, améliore la structure et augmente la capacité de rétention d'eau (Lachat et al. 2013). Dans un contexte de changement climatique, la protection du sol contre les perturbations permet de maintenir toutes ces propriétés et même de les améliorer, bien que très lentement. Outre

l'augmentation du risque d'érosion si le couvert végétal est peu dense, toute intervention de terrassement augmente la quantité de matière organique disponible pour les organismes décomposeurs (champignons et bactéries), accélérant ainsi sa décomposition (Wirth et al. 2009).

Potentiel de biodiversité. Le gros bois mort est un habitat clé pour un large éventail d'espèces saproxyliques (Müller et Bütler 2010). Les groupes dominants d'espèces saproxyliques comprennent les champignons, les bryophytes, les lichens, les insectes, les amphibiens, les oiseaux et les mammifères. 25 % des espèces forestières dépendent du bois mort (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012), y compris trois guildes clé de la biodiversité forestière : espèces xylophages, détritivores et cavicoles. De plus, le bois mort est, de tous les substrats, probablement le plus critique pour la biodiversité (Jonsson et Siitonen 2013) et essentiel pour une grande variété de flore et de faune saproxyliques. De Zan et al. (2014) trouvent des assemblages entre les oiseaux et les coléoptères saproxyliques lorsque la quantité de gros bois mort augmente dans les forêts de hêtres. Chaque taxon joue un rôle spécifique dans le cycle de décomposition du bois mort. Les champignons transforment successivement les sucres, la cellulose puis la lignine. Certains insectes mangent directement le bois (xylophages), d'autres consomment les champignons du bois mort, d'autres sont des prédateurs des premiers, etc. Les espèces les plus tolérantes peuvent survivre sur quelques souches et sur d'épaisses branches mortes. Les espèces les plus exigeantes ou à mobilité limitée ne survivront que si des quantités substantielles du type de bois mort requis sont présentes et bien réparties dans le peuplement (Bobiec et al. 2005). Par exemple, le bois mort de gros diamètre est indispensable à la survie de certaines espèces de coléoptères dont les larves se développent sur plusieurs années ou qui ne colonisent les arbres morts qu'après 4 ou 5 ans (Dajoz 1974).

Après les champignons, la plus grande biodiversité associée au bois mort se trouve chez les coléoptères saproxyliques. Par exemple, on

estime que les chênes abritent quelque 900 espèces de ce groupe fonctionnel (Gilg 2012). La capacité d'accueil d'un peuplement pour les coléoptères saproxyliques dépend non seulement de la quantité de bois mort, mais surtout de la qualité de celui-ci, élément clé déjà mentionné plus haut. Par exemple, certaines espèces occupent de gros troncs de conifères, telle *Nacerdes carniolica*; d'autres des cavités dans les vieux feuillus méditerranéens, comme *Prionychus ater*; D'autres espèces encore développent leur stade larvaire dans des champignons saproxyliques de feuillus et de conifères méditerranéens, comme *Triplax lacordairii*, ou vivent sous l'écorce des conifères, comme *Pytho depressus*, etc. (EUROPARC-Espagne, 2020b). En général, les feuillus sont plus riches en coléoptères saproxyliques que les conifères.

Le bois mort et, en particulier, le gros bois mort influence également la diversité des organismes épiphytes : les lichens et les bryophytes (Hofmeister et al. 2015). Par exemple, plusieurs espèces de mousses épiphytes ont été décrites comme étant caractéristiques de stades avancés de décomposition du bois et de conditions d'humidité ambiante relativement élevée pendant une grande partie de l'année (Crites et Dale 1998); Par exemple : *Buxbaumia viridis*, *B. aphylla* et *Calypogeia suecica*. La quantité de bois mort, associée à la maturité de la forêt, entraîne une plus grande richesse en bryophytes épiphytes et en lichens dans les forêts ayant un degré de naturalisation plus élevé (Boch et al. 2013, Ardelean et al. 2015). Les épiphytes constituent à leur tour des microhabitats spécifiques pour les invertébrés. Leur croissance lente et leur capacité de dispersion limitée signifient que les communautés sont lentes à se rétablir après des épisodes de perturbation.

Pour qu'un peuplement ait une capacité d'accueil maximale pour les espèces associées au bois mort (saproxyliques et épiphytes), il est important que le bois mort soit abondant et qu'il provienne des différentes espèces ou genres d'arbres potentiellement présents dans le peuplement, de tailles et de degrés de décompo-

sition différents (Kriebitzsch et al. 2013). La quantité de bois mort, bien qu'importante, l'est moins que sa qualité et sa diversité. Le facteur clé est la combinaison de bois mort au sol et de bois sur pied, à différents stades de décomposition (Lassauce et al. 2011). Les arbres morts sur pied sont importants, car ils fournissent des arbres de nidification pour les pics et de cavités autogènes (écorce soulevée, fissure sur le fût). Ces deux éléments sont essentiels pour la nidification d'autres espèces animales, en particulier lorsque les arbres vivants ne disposent pas de cavités en nombre suffisant, établissant ainsi un réseau d'utilisateurs qui échangent des cavités dans le temps et dans l'espace. Les arbres décrépits ou morts sur pied constituent des microhabitats pour les champignons et les invertébrés saproxyliques, différents de la multitude d'espèces de champignons et d'invertébrés qui préfèrent le bois mort au sol, en fonction de leur degré de décomposition et d'humidité. La communauté saproxylique constitue un réseau trophique complexe avec des invertébrés et des oiseaux qui s'en nourrissent, ainsi que des parasites et des parasitoïdes qui, ensemble, régulent les populations d'organismes saproxyliques. Par exemple, les champignons saproxyliques constituent également des microhabitats pour les coléoptères saproxyliques au stade larvaire, spécialisés comme carpophages.

En conclusion, plus la variété de bois mort est importante dans le peuplement, plus la diversité des espèces est grande, plus le réseau d'interactions est élevé et plus leurs populations sont stables (Lachat et al. 2013). Un volume de bois mort compris entre 15 et 20 m³/ha dans les forêts de conifères et de feuillus gérées est considéré comme insuffisant pour soutenir les communautés saproxyliques, alors que les volumes entre 20 et 50 m³/ha sont jugés adéquats (Müller et Bütler 2010). Dans le même ordre d'idées, Bouget et al. (2013) proposent pour les forêts de chênes un seuil d'environ 50 m³/ha, car le nombre d'essences communes augmente plus lentement avec un volume de bois mort supérieur à 46 m³/ha.



Figure 9. Arbre mort sur pied, portant encore des branches épaisses. Les trous d'émergence des coléoptères saproxyliques et les trous d'alimentation des picidés sont visibles. (Photo : Lluís Comas).

4.6. GROS ET TRÈS GROS ARBRES (IBP-RB)

Définition

C'est le nombre de pieds vivants de grande ou de très grande taille présents.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Un arbre est considéré comme exceptionnel (très grand) si son DBH (en cm) fait plus de 3 fois la hauteur dominante (H_0 , en m) de l'espèce sur la placette. Exemple, si $H_0 = 15$ m, $D_e = 42,5$ cm. La valeur, à l'échelle du peuplement, est la moyenne du nombre d'arbres exceptionnels à l'hectare de toutes les placettes d'échantillonnage.

IBP (Facteur E). Un arbre est considéré comme grand (GA) si le DBH est compris entre 37,5 et 57,5 cm et très grand (TGA) si le DBH est d'au moins 57,5 cm. Exceptionnellement, il est considéré comme très grand pour les DBH supérieurs à 37,5 cm en fertilité de station basse (qualité C) ou les essences à croissance lente (genres *Arbutus*, *Acer*, *Pyrus*, *Sorbus*...).

Justification

Maturité. Il est rare de trouver des spécimens d'un diamètre exceptionnel dans les forêts gérées, à moins d'appliquer une sylviculture de rétention.

Le nombre de pieds exceptionnels est un bon indicateur de maturité, car le temps nécessaire pour qu'un arbre atteigne un diamètre exceptionnel va bien au-delà de cent ans et est généralement supérieur à 200 ans. Les arbres vivants de diamètre exceptionnel sont ceux qui contribuent le plus à la structure verticale de la forêt. Ils sont essentiels en tant que refuge et ressource pour une grande variété d'espèces et pour le fonctionnement continu de la communauté. Les pieds exceptionnels sont généralement ceux qui ont atteint la hauteur maximale possible pour une fertilité de station donnée. Ces arbres, lorsqu'ils atteignent la limite de leur longévité, sont généralement couronnés. À ce stade, ils ne peuvent plus étendre leur houppier qu'horizontalement et continuent à croître uniquement en diamètre. En vieillissant, ces arbres à large houppier laissent de nombreux espaces ouverts qui permettent à la lumière de pénétrer, ce qui peut être exploité par un large éventail d'essences tolérantes à l'ombre qui occupent alors les strates intermédiaires.

Potentiel de biodiversité. Plus un arbre vieillit, plus il est probable qu'une grande diversité de microhabitats se forme et, par conséquent, ils constituent des substrats potentiels pour une grande diversité d'espèces associées, dont beaucoup

sont saproxyliques. Ces gros arbres, surtout s'ils sont en déclin, présentent des parties mortes sur le tronc et le houppier, mais la partie vivante peut continuer à croître pendant des décennies : Pendant ce temps, ils continuent à former un substrat pour la création de nouveaux microhabitats alors que d'autres disparaissent. Cette dynamique permet le maintien d'un continuum de microhabitats (dont certains très éphémères) sur des échelles de temps très longues, permettant la stabilité des populations de toute une série d'espèces souvent rares ou menacées.

Les lichens et les bryophytes sont en général des organismes à croissance lente, voire très lente, de sorte que la permanence dans le temps des arbres qui leur servent de substrat et la stabilité des conditions microclimatiques sont des facteurs déterminants pour la richesse et l'abondance des espèces. Par exemple, *Lobaria pulmonaria* est un lichen à grand thalle et à croissance particulièrement lente, qui est utilisé comme bioindicateur des conditions temporelles stables dans les forêts (Gilg 2005).



Figure 10. Les gros chênes verts (*Quercus ilex*) sont rares, bien que les vieux spécimens puissent atteindre une taille respectable (Photo : Lluís Comas).

4.7. DENDROMICROHABITATS (IBP-RB)

Définition

C'est la diversité des dendromicrohabitats (DMH) recensés dans les arbres vivants.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Il s'agit du **nombre de DMH autres que les 10 groupes possibles** (annexes A.1 et A.2). Un DMH est pris en compte s'il est présent au moins à deux reprises dans l'ensemble des placettes. Si un arbre possède deux types différents de DMH, les deux sont comptés, si le même arbre possède plusieurs DMH du même type, ils ne sont comptés qu'une seule fois.

IBP (Facteur F). C'est le **nombre d'arbres vivants avec DMH par hectare, à condition qu'ils soient différents**. Chaque pied porteur de DMH est classé dans l'un des 15 groupes possibles (annexe A.1). Tous les arbres à DMH observés sont comptés jusqu'à un maximum de 2 pieds par hectare et par groupe de DMH. Si un arbre a plusieurs DMH, on compte autant d'arbres que de DMH différents. Si un même arbre a plusieurs DMH du même type, il n'est compté qu'une fois.

Justification

Maturité. L'abondance et la diversité des dendromicrohabitats augmentent de manière significative avec le diamètre de l'arbre et l'épaisseur de l'écorce et donc généralement avec l'avancée en âge de l'arbre (Bütler et Lachat 2009 ; Vuidot et al. 2011, Larrieu et Cabanettes 2012, Ellis 2012, Nascimbene et al. 2013, Larrieu et al. 2019). Par conséquent, les arbres vivants porteurs de DMH sont généralement de vieux arbres de grande taille associés à la maturité. Ces arbres génèrent différents DMH qui augmentent considérablement la biodiversité d'une multitude de groupes taxonomiques (en particulier les invertébrés) et favorisent et maintiennent ainsi certains processus écologiques qui ne sont généralement pas présents dans les forêts exploitées. La présence de ces arbres, surtout s'il y a une grande diversité de DMH, favorise la résilience et l'équilibre naturel de l'habitat, car un réseau complexe d'interactions entre les espèces s'établit.

Potentiel de biodiversité. Les arbres vivants, surtout lorsqu'ils sont vieux, fournissent de nombreux DMH essentiels à la survie de nombreuses espèces (Larrieu et Gonin 2008, Emberger et al. 2013). On estime que 20 à 40 % des espèces forestières des forêts tempérées et boréales dépendent ou profitent des arbres porteurs de DMH (Bobiec et al. 2005, Stokland et al. 2012, Bauhus et al. 2019), y compris les coléoptères saproxyliques (Parisi et al. 2019). Beaucoup d'entre eux font partie des organismes les plus menacés dans les écosystèmes forestiers tempérés européens (Bütler et al. 2013). Dans une forêt naturelle, la diversité et la présence de ces arbres avec DMH sont élevées, bien au-delà de 10 pieds/ha.

De tous les microhabitats, ce sont les cavités qui abritent le plus d'espèces, d'invertébrés et de vertébrés. Ceux qui contiennent plus de matière organique (Ranius 2002) sont plus riches en invertébrés, bien que l'hétérogénéité des éléments physiques (volume, surface de l'ouverture, orientation, emplacement relatif et diamètre de l'arbre) soient également des facteurs influents (Quinto et al. 2014), ainsi que le contenu biochimique des substrats (Micó et al. 2015). D'autres microhabitats qui influencent la diversité des invertébrés se trouvent sous la forme de grosses tumeurs (Ramilo 2018).

Dans l'IBP, les mousses et les lichens sont classés comme microhabitats. Sur le plan écologique, ils participent à la conservation de l'humidité ambiante du bois et du sol, une action bénéfique pour d'autres espèces telles que les champignons, les plantes vasculaires et les invertébrés. Ils constituent également un habitat pour les petits invertébrés tels que les nématodes et les mollusques.

Les larves de saproxyliques sont aquatiques ou semi-aquatiques, étroitement associées aux microhabitats forestiers tels que les creux dans les arbres vivants. On y trouve des accumulations d'eau temporaires ou semi-permanentes (dendrotelms), tandis que la température et l'humidité sont plus chaudes et plus confortables qu'à l'extérieur (Micó et al. 2013).

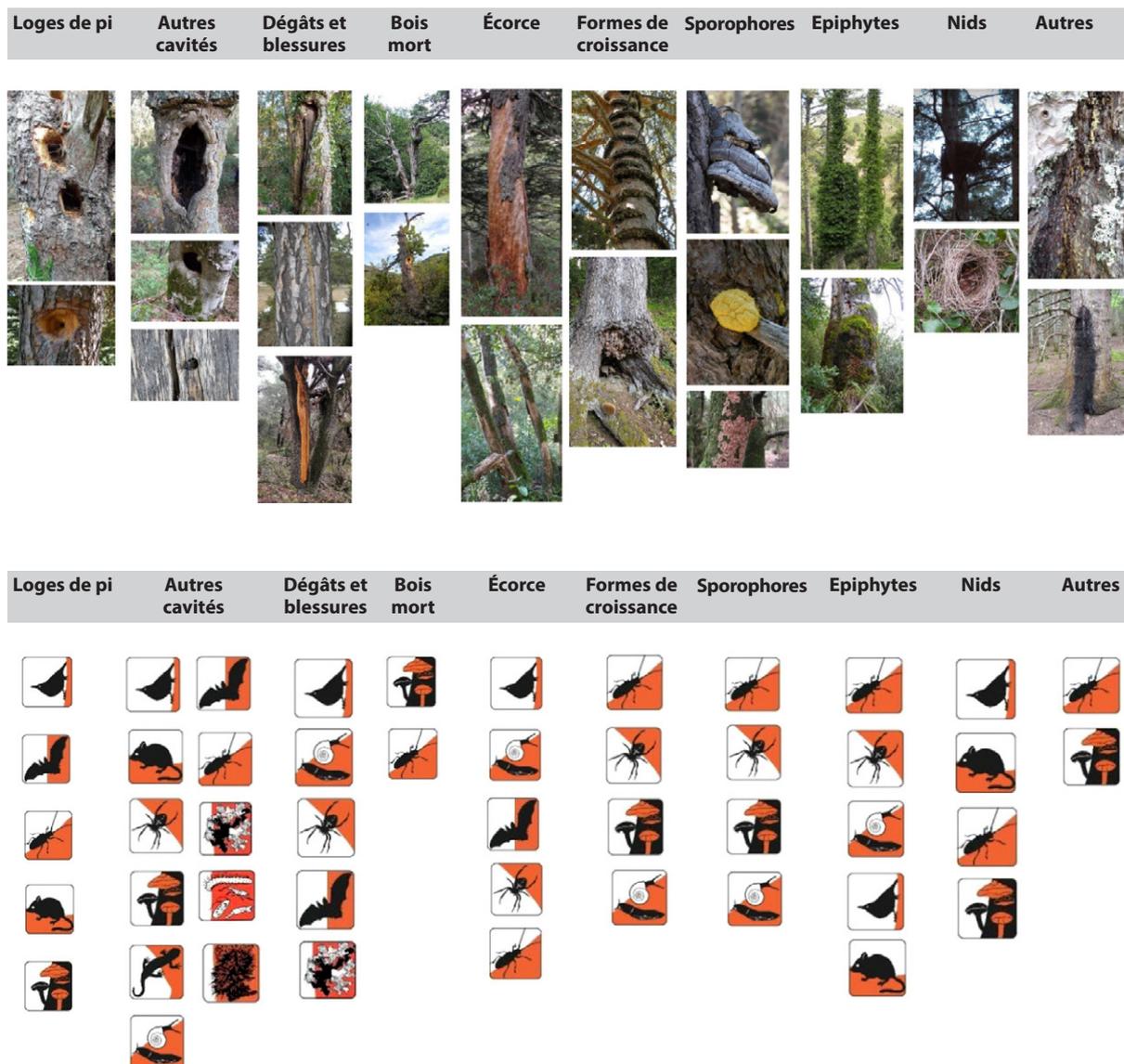


Figure 11. Rapports entre les 10 types de DMH figurant dans le protocole Redbosques et groupes taxonomiques associés (modifié d'après Kraus et al. 2016, photos : Lluís Comas).

4.8. DYNAMIQUE (RB)

Définition

Il s'agit de la présence de chacune des six phases sylvigénétiques à l'échelle du peuplement entier. Le cycle sylvigénétique est divisé en six phases : 1. Trouée, 2. Régénération, 3. Occupation, 4. Exclusion, 5. Maturation, 6. Senescence. Échantillonnage (différences et conditions)

RB. La présence d'une phase est constatée si elle occupe une surface d'au moins 200 m², à l'exception de la phase de régénération qui peut être d'au moins 100 m². La valeur du niveau du peuplement est la somme des valeurs attribuées à chaque phase : Clairières=2, Régénération=1, Occupation=1, Exclusion=1, Maturation=2, Sénescence=3.

IBP. Non échantillonné.

Justification

Maturité. Dans une forêt à dynamique naturelle, le cycle sylvigénétique peut s'exprimer pleinement en l'absence de perturbations intenses. Les propriétés structurales et écologiques qui caractérisent les forêts matures apparaissent progressivement au fil du temps et sont le résultat de la dynamique propre à l'écosystème, dans un cycle continu qui renaît constamment. Les phases de ce cycle sont les étapes successives qui caractérisent les structures par lesquelles passe une génération de la végétation dominante en l'absence de perturbations majeures, depuis son origine jusqu'au renouvellement complet de la canopée qui redémarre avec la mort de tous les individus de la génération initiale. Chaque phase du cycle correspond à des changements dans les principaux processus écologiques qui se produisent au sein

de l'écosystème forestier. Du point de vue de la maturité, les stades les plus avancés (maturité et sénescence) sont les plus précieux, car il faut plusieurs centaines d'années pour atteindre ces stades de développement et ils ne sont possibles qu'en l'absence de récolte (bois d'œuvre, bois de chauffage, etc.) ou en l'absence de perturbations susceptibles de modifier les propriétés structurales, fonctionnelles et de composition. Bauhus et al. (2009) estiment que les forêts gérées pour en obtenir du bois couvrent moins de 10 à 40 % du cycle, c'est-à-dire qu'elles sont maintenues aux premières phases du cycle. Le cycle sylvigénétique et la description de chaque phase peuvent être consultés dans le *Guide de recommandations techniques et de mesures pour l'amélioration de la biodiversité dans les forêts méditerranéennes*.



Figure 12. Clairière dans un peuplement de chênes verts avec régénération d'ifs, de chênes verts et de différentes espèces herbacées (Photo : Jordi Camprodon).

4.9. MILIEUX OUVERTS FLORIFÈRES (IBP)

Définition

Il s'agit de la proportion de la superficie des espaces ouverts avec une végétation florifère (clairières, forêts clairsemées, espaces ouverts en bordure), qu'il s'agisse de clairières permanentes ou temporaires, naturelles ou dues à la gestion.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Non échantillonnée.

IBP (Facteur G). Notez la superficie des clairières et des zones clairsemées. Elles seront notées sur l'ensemble du peuplement. La superficie occupée par les espèces florifères est estimée entre 1 et 5 %.

Justification

Potentiel de biodiversité. La biodiversité forestière dépend du maintien d'une certaine proportion, bien que faible, d'espaces ouverts permettant la présence relativement permanente d'espèces florifères (écotones, corridors, etc.). La faune forestière et saproxylique a souvent besoin d'espaces ouverts et ensoleillés à un moment ou à un autre de son cycle de vie. Par exemple, différentes espèces de coléoptères saproxyliques

se nourrissent de nectar et de pollen de fleurs au stade adulte. À l'échelle du peuplement, la superficie de l'espace ouvert doit être suffisante pour maintenir des populations viables de ces espèces, mais elle ne doit pas être trop étendue pour mettre en danger les propriétés typiques d'une forêt fermée en termes de rayonnement, de température et d'humidité, ce qui compromettrait la biodiversité associée. La persistance des clairières est maintenue par l'action de pâturage des ongulés domestiques et/ou sauvages ou par des sols squelettiques et des plantes sessiles qui entravent la régénération généralisée des arbres.

Attention, à ne pas confondre avec la phase de clairière du cycle sylvigénétique, qui résulte de la mort d'un ou plusieurs arbres à la limite de leur longévité, ouvrant une brèche dans la canopée. La réoccupation de l'espace peut être suffisamment rapide, surtout s'il s'agit d'une petite surface, pour empêcher l'établissement d'espèces florifères. La fermeture de la clairière peut être causée par la croissance latérale du couvert arboré environnant ou par l'installation d'une nouvelle cohorte d'arbres qui occupera bientôt tout l'espace.

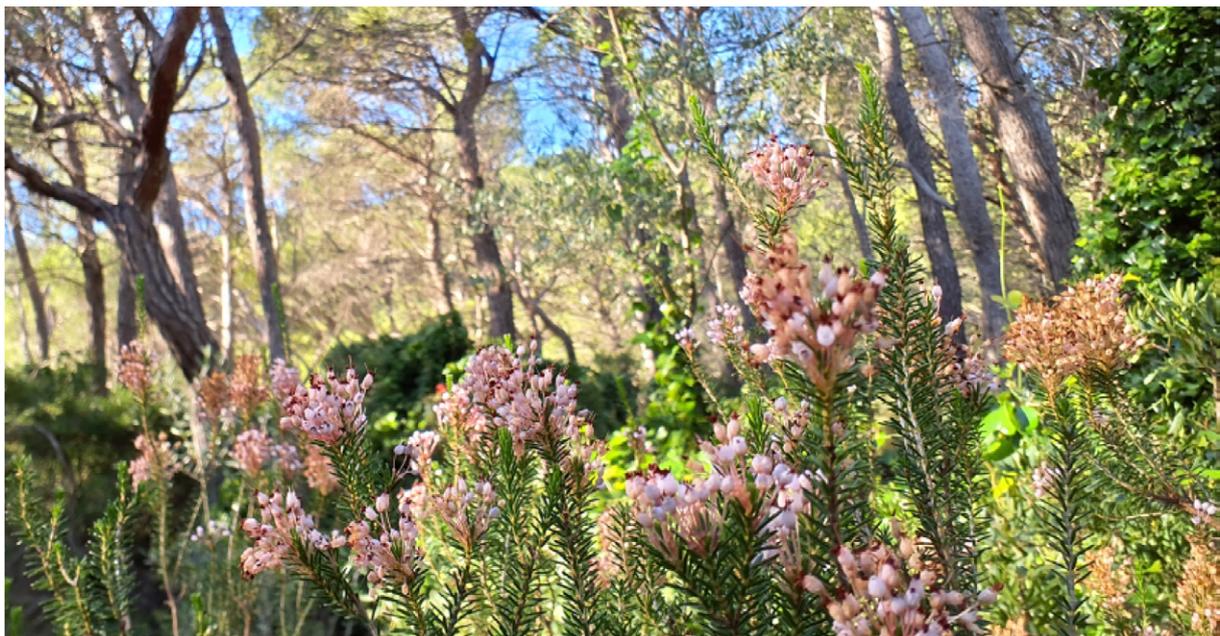


Figure 13. Espaces ouverts en bordure de forêt, colonisés par des espèces florifères (Photo : Lluís Comas).

5. INDICATEURS DE CONTEXTE

5.1. CONTINUITÉ TEMPORELLE DE LA FORÊT (IBP-RB)

Définition

Une forêt est considérée comme ancienne si, à l'échelle du peuplement, elle était déjà boisée au milieu du XXe siècle et n'a pas changé d'usage depuis lors.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Elle est évaluée en termes de pourcentage de forêt en 1956-57 selon l'orthophotoplan issu des photographies aériennes de cette année-là. Cet indicateur fait partie de l'évaluation de l'empreinte humaine ancienne qui complète les anciennes utilisations agropastorales et forestières.

IBP (Facteur H). Un peuplement est considéré comme une forêt ancienne s'il était boisé d'après l'orthophoto de 1945 et s'il ne présente aucun signe d'utilisation agricole antérieure ou ultérieure ni de perturbation du sol résultant de reboisements. Pour compléter cet indicateur, il est nécessaire de constater sur le terrain s'il existe des signes évidents de discontinuité forestière (murs, terrasses) sur tout ou partie de la zone ou de continuité forestière dans les peuplements qui étaient déboisés en 1945 (très vieux arbres en lisière d'anciens pâturages, zones rocheuses ayant maintenu un couvert boisé, etc.); perturbation du sol sur l'ensemble de la surface lors de reboisements (sous-solage, labourage entre les rangs, arrachage des vignes); tout document historique fournissant des informations sur l'âge de la forêt.

Justification

Maturité. La maturité d'une forêt est étroitement liée au sol. Il faut plusieurs décennies pour qu'un sol forestier atteigne les caractéristiques d'un sol mature et stable (concentration de matière organique, capacité d'échange cationique, fertilité, développement complet des horizons organiques) afin d'être bien établi. Toute perturbation d'un sol ancien a des conséquences immédiates et, après la perturbation, il lui faut parfois des décennies, voire des siècles, pour se rétablir.

Potentiel de biodiversité. La trace d'un ancien usage agropastoral dans une forêt est visible pendant un temps long (des décennies, voire des siècles). L'impact peut être très visible et persister longtemps dans le sol. Certaines espèces de flore sont strictement forestières, c'est-à-dire qu'elles ont besoin d'une longue continuité temporelle de la forêt parce qu'elles ont une très faible capacité de dispersion ou une faible adaptabilité aux sols non forestiers, de sorte que ces espèces ne peuvent pas être présentes dans les forêts qui se sont récemment établies sur des pâturages ou des terres agricoles abandonnées (Hermy et al. 1999, Hermy et Verheyen 2007, Dupouey et al. 2002a et 2002 b).

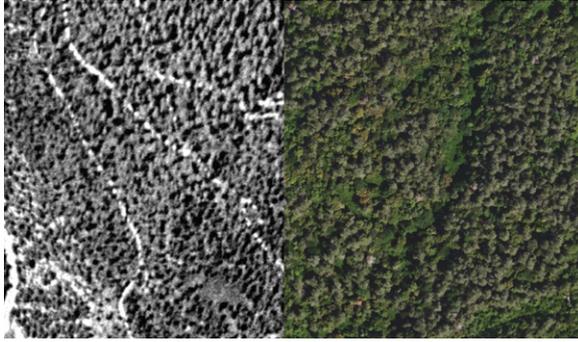


Figure 14. Continuité de la forêt sur plus de 60 ans. Comparaison entre les photos de la canopée de 1956 et de la canopée actuelle (Source : Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya).

5.2. MILIEUX AQUATIQUES (IBP)

Définition

Il s'agit de la présence des différents types de milieux aquatiques présents dans ou à proximité du peuplement.

Échantillonnage (différences et conditions)

RB. Non échantillonné.

IBP (Facteur I). La présence des différents types énumérés à l'annexe A.3 est notée (la valeur maximale de l'indicateur est atteinte si au moins deux types différents sont présents).

Justification

Potentiel de biodiversité. Les systèmes aquatiques d'eau douce font partie des écosystèmes intérieurs les plus riches en biodiversité (Dudgeon et al. 2006, Maes 2010, UICN 2022). On estime que, malgré leur surface restreinte, ils contiennent 10 % des organismes connus (WWF 2020). Interconnectés, ils interagissent écologiquement avec les écosystèmes qu'ils traversent et jouent le rôle de connecteurs biologiques

(Gregory et al. 1991, Wohl 2016). Leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques dépendent des écosystèmes de l'ensemble du bassin et recueillent des informations à leur sujet. À l'échelle du peuplement, l'ombre des arbres de la ripisylve régule la température de l'eau, limitant ainsi la prolifération des algues, les processus de décomposition rapide et l'eutrophisation et maintenant des conditions environnementales adéquates pour les poissons. Les racines immergées des aulnes et des saules offrent un abri aux invertébrés aquatiques et aux poissons.

La biodiversité forestière bénéficie de la présence de milieux aquatiques dans ou à proximité de la forêt : torrents, rivières, tourbières, zones humides, étangs, lacs, etc.), ce qui est déterminant pour plusieurs espèces de plantes forestières typiques, telles que les aulnes et les saules. Les chauves-souris forestières s'abreuvent et chassent en volant au-dessus des plans d'eau. Plusieurs espèces d'oiseaux, de mammifères et de reptiles vivent dans des habitats semi-aquatiques, comme la crossope ou musaraigne d'eau, le desman, le campagnol amphibie, la loutre et la couleuvre vipérine. Les anatidés et les ardéidés se réfugient et se reproduisent dans les souches ou la ramure des arbres riverains. Les amphibiens ont besoin de cours d'eau et de points d'eau pour se reproduire et de conditions forestières fermées à proximité des cours d'eau où ils vivent afin de maintenir une température et une humidité adéquates (surtout en été).



Figure 15. Colonie de reproduction d'ardéidés comptant jusqu'à 300 nids dans une aulnaie sur les berges du Ter (Photo : Jordi Bas).

5.3. MILIEUX ROCHEUX (IBP)

Définition

Il s'agit de la présence des différents types de milieux rocheux présents dans le peuplement ou à proximité immédiate.

Échantillonnage (seuils et spécificités)

RB. Non échantillonné.

IBP (Facteur J). La présence des différents types énumérés à l'annexe A.4 est notée (la valeur maximale de l'indicateur est atteinte si au moins deux types différents sont présents) et à condition qu'une surface cumulée de 20 m²/ha soit dépassée.

Justification

Potentiel de biodiversité. Une partie de la biodiversité forestière peut dépendre des milieux

rocheux et de nombreuses espèces ne se trouvent que dans ces milieux. Chaque milieu rocheux a ses propres caractéristiques (nature de la roche, humidité, inertie thermique) et offre un environnement propice à certaines espèces forestières : substrat pour les mousses et les lichens, microsols pour les espèces de la flore rupestre; ombre, abri, refuge pour de nombreux reptiles, amphibiens ou arthropodes. Parmi les exemples d'associations, on peut citer les fissures qui abritent des petits mammifères (musaraignes et rongeurs) dans un mur sec et les microfissures occupées par des arthropodes.



Figure 16. Ci-dessus : mur sec dans un peuplement de chênes verts de Life BIORGEST. Ci-dessous : Affleurement rocheux dans une zone ombragée de chênes verts avec présence de *Ramonda myconi* (Photos : Jordi Camprodon).

6. SEUILS

Dans cette section, des seuils sont proposés pour chaque indicateur pour les deux coefficients séparément (tableau 2). Quatre niveaux sont proposés pour chacun d'entre eux : très faible, faible, moyen et élevé. Les valeurs seuils de ce tableau sont basées sur celles proposées dans les protocoles originaux de Redbosques (EUROPARC-Espagne, 2020 b), d'une part, et l'IBP (Baiges et al. 2022) de l'autre.

Les valeurs seuils sont axées sur les indicateurs structurels et de composition plutôt que sur un ensemble d'espèces bioindicatrices, car, de manière générale, il est beaucoup plus facile de prendre en compte les exigences en matière d'habitat de chaque espèce individuellement. Cette approche, qualifiée par certains de méthode du « filtre grossier » (Sensu Hunter et al. 1988) permet de répondre aux exigences de la plupart des espèces forestières, mais il existe un risque élevé de négliger les exigences de certaines espèces particulières. Une deuxième approche, dite du « filtre fin », consiste à inclure un ensemble plus exigeant d'espèces cibles afin de garantir le maintien de populations viables pour ces espèces. L'inclusion de ce groupe d'espèces donne aux gestionnaires une plus grande assurance que les mesures de gestion mises en œuvre seront couronnées de succès (Jonsson et Siitonen, 2013).

Le seuil minimal nécessaire d'attributs structurels à prendre en compte, il dépend dans une large mesure du groupe taxonomique ou des processus à maintenir (Bauhus et al. 2009). Par exemple, pour maintenir une population stable d'insectes saproxyliques, la densité et la répartition du bois mort sont importantes. En outre, la proportion de ce bois à différents stades de décomposition, ainsi que sa distribution et ses

dimensions spatiales et temporelles, peuvent être importantes pour assurer la continuité de l'habitat pour des espèces ayant des besoins différents en matière de mobilité, de trophie ou d'abri (Grove 2002, Harmon 2002). Ainsi, en l'absence d'informations plus détaillées, la solution consiste à maintenir différents éléments et attributs pour le plus grand nombre possible de processus simultanés afin de fournir des habitats à un large éventail d'espèces. Telle est la philosophie qui sous-tend l'IBP.

Cependant, les connaissances sur la quantité et la distribution, dans le temps et dans l'espace, de ces éléments nécessaires pour atteindre certaines valeurs de biodiversité et de maturité sont encore assez limitées dans la plupart des écosystèmes forestiers (Bauhus et al. 2009, Müller et Bütler 2010, Bouget et al. 2013, Larrieu et al. 2019) et encore plus rares dans la région méditerranéenne. Pour la maturité, parce qu'il n'y a pas de forêts de référence matures dans la région méditerranéenne avec lesquelles comparer.

À titre d'exemple, en ce qui concerne la biodiversité pour laquelle nous disposons de nombreuses informations, quel devrait être le seuil minimum de bois mort pour maintenir une biodiversité saproxylique élevée et stable ? La plupart du temps, la réponse est la suivante : cela dépend des objectifs de conservation ou des espèces, mais pour garantir le succès, tout doit être mis en œuvre pour assurer sa continuité de manière durable dans l'espace et dans le temps (Jonsson et Siitonen 2013). Étant donné les exigences en matière d'habitat différent d'une espèce à l'autre et selon le type de forêt, il est pratiquement impossible d'identifier des seuils de

bois mort qui garantissent la survie de l'ensemble de la communauté d'espèces saproxyliques (Ranius et Jonsson 2007, Jonsson et Siitonen 2013). De plus, le maintien de communautés stables d'espèces saproxyliques dépend non seulement de la quantité mais aussi de la qualité des éléments structurels et de la capacité de

la structure forestière à garantir ces éléments non seulement à l'échelle spatiale mais aussi à l'échelle temporelle. En règle générale, le seuil d'extinction est plus critique pour les espèces dont les niches écologiques sont restreintes (spécialistes) et/ou les espèces dont la capacité de dispersion est limitée (Müller et Bütler 2010).



Figure 17. Bois mort traité par annellation puis abattu pour favoriser la biodiversité (Photos : Jordi Camprodon).

Dans la pratique, les seuils peuvent être définis plus facilement lorsqu'ils sont centrés sur une seule espèce. Cependant, il est beaucoup plus utile d'essayer de déterminer ces seuils au niveau communautaire. Par conséquent, il est judicieux de prendre en compte le plus grand nombre d'espèces possible lors de la fixation des seuils d'habitat afin de maintenir l'ensemble de la communauté d'espèces qui dépendent, par exemple, du bois mort (Lachat et al. 2013, Bouget et al. 2013). Müller et Bütler (2010) ont réalisé une étude bibliographique basée sur 37 seuils pour le bois mort. La plupart des espèces ou groupes d'espèces considérés font état d'un pic entre 20-30 m³/ha dans les forêts boréales de conifères, 30-40 m³/ha pour les forêts mixtes de montagne et

30-50 m³/ha pour les forêts tempérées d'Europe centrale. Selon ces auteurs, la plupart des populations d'espèces saproxyliques peuvent être maintenues avec ces volumes. Cependant, certaines espèces très exigeantes nécessitent une quantité de bois mort beaucoup plus importante, ce qui implique qu'il est conseillé d'établir des réserves forestières où les forêts peuvent suivre une dynamique naturelle afin de maintenir des quantités adéquates de bois mort pour ces espèces (Jonsson et Siitonen 2013) et de générer du bois mort de différentes typologies réparties dans les différents écosystèmes forestiers de la forêt afin d'assurer la connectivité entre les populations (Jonsson et al. 2005).

Le tableau 2 propose deux types de seuils, soit un par coefficient : seuils IBP pour les indicateurs de la capacité d'accueil du peuplement en espèces ordinaires et seuils RB pour les indicateurs de la maturité des peuplements. Naturellement, cette proposition est susceptible d'être modifiée au fur et à mesure de l'accumulation de preuves empiriques, comme : i) le rapport entre ces indicateurs et la réponse en matière de richesse des différents groupes taxonomiques ou ii) les valeurs de maturité qui peuvent être atteintes pour chaque indicateur dans des peuplements matures de référence.

Pour l'IBP (Baiges et al. 2022), les valeurs minimales seraient celles considérées comme compatibles avec une gestion forestière multifonctionnelle : seuils IBP correspondant à la valeur 5 de chaque indicateur. Il convient de noter que si l'atteinte de cette valeur minimale peut signifier un saut qualitatif en termes de biodiversité pour de nombreux groupes taxonomiques, cela ne signifie pas que l'augmentation, par exemple, de la quantité de bois n'entraîne pas une augmentation supplémentaire de la biodiversité associée.

Pour la maturité, les seuils proposés sont ceux compatibles avec la dynamique naturelle, c'est-à-dire une plus grande maturité et une moindre empreinte humaine, en bref, une gestion visant à conserver les fonctions et les processus inhérents à la dynamique naturelle et à la biodiversité qui lui est associée. Les seuils pour chaque indicateur sont établis sur la base d'une fourchette qui, dans le protocole original (EUROPARC-Espagne, 2020b) va de 0 à 10 et a été établi pour chacun d'entre eux dans le cadre du projet LIFE Redbosques. Par exemple, la fourchette de valeurs établie pour le volume de bois mort dans les forêts de chênes verts se situe entre 5 et 25 m³/ha, c'est-à-dire qu'en dessous de 5 m³/ha, la valeur de l'indicateur pour le bois mort est très faible, au-dessus de 25 m³/ha, la valeur est élevée et celles comprises entre 5 et 25 sont considérées comme des valeurs faibles à moyennes. Les valeurs de référence pour considérer une forêt comme mature sont celles correspondant à la valeur de maturité « élevée ».

TABLEAU 2

Valeurs seuils pour chaque indicateur de capacité d'accueil en espèces ordinaires et pour la maturité. Pour plus de détails sur chaque variable, voir le tableau 1.

		Valeur seuil			
		Très faible	Faible	Moyen	Élevé
		0 0-0,9	1 1,0-3,9	2 4,0-6,9	5 7,0-10
Indicateur	Variable				
IBP Capacité d'accueil en espèces ordinaires RB Maturité					
Essences autochtones	IBP Nombre de genres (individus vivants ou morts)	0-1	2	3-4	≥5
	RB Nombre d'essences vivantes	<3	3-4	5-6	≥7
Surface terrière	RB Surface terrière (arbres vivants) (m ² /ha)	<21,5	21,5-25,9	26-30,4	≥30,5
Classes de diamètre	RB Nombre de classes ⁽¹⁾	<6	6-8	9-11	≥11
		<8	8-10	11-13	≥13
		<6	6-8	9-11	≥11
Structure verticale	IBP Nombre de strates de végétation	<2	2	3-4	5
	RB Nombre de strates boisées	<2,2	2,2-2,8	2,9-3,4	≥3,4
Gros et très gros bois	IBP Abondance des gros bois(GB) et très gros bois (TGB) (pieds/ha)	<1 TGB et GB	<1 TGB et ≥1 GB	1-4 TGB	≥5 TGB
	RB Abondance d'arbres exceptionnels (pieds/ha) ⁽¹⁾	<14	14-25,9	26-37,9	≥38
		<23	23-31,9	32-40,9	≥41
		<33	33-41,9	42-50,9	≥51
Bois mort moyen et gros	IBP Abondance de pieds moyens (BMM) et gros (GBM) (pieds/ha)	<1 GBM et MMM	<1 GBM et ≥1 MMM	1-2 GBM	≥3 GBM
	IBP Abondance de bois au sol moyen (BMM) et gros (GBM) (pièces/ha)	<1 GBM et BMM	<1 GBM et ≥1 BMM	1-2 GBM	≥3 GBM
	RB Abondance sur pied et au sol (m ³ /ha) ⁽¹⁾	<14	14-25,9	26-37,9	≥38
		<14	14-25,9	26-37,9	≥38
		<8	8-16,9	17-25,9	≥26
RB Proportion par rapport au bois vivant (%)	<7,5	7,5-14,9	15-22,4	≥22,5	
Dendromicrohabitats	IBP Abondance d'arbres porteurs (pieds/ha)	<2	2	3-7	≥8
	RB Nombre de types différents	<4	4	5-6	≥7
Milieux ouverts florifères	IBP Proportion de la superficie sans couvert arboré (%)	0	0	<1 ou >5	1-5
Dynamique	RB Phases sylvigénétiques (phases) ⁽²⁾	1 et/ou 2	3 et/ou 4	5 et 6	Toutes
Continuité temporelle de l'état boisé	IBP Forêt avant 1945 (valeur)	0	0	2	5
	RB Proportion de forêt avant 1956 (%)	0-10	11-25	26-75	≥76

⁽¹⁾ Valeur par habitat et par ordre : 42.84 —Forêts de pins d'Alep (*Pinus halepensis*) ; 41.7 & 1 —Chênaies de *Quercus humilis* (ou hybrides) ; 45.3 —Forêts de chênes verts (*Quercus ilex* ou *Q. rotundifolia*).

⁽²⁾ On peut distinguer 6 phases sylvigénétiques : 1) trouée, 2) régénération, 3) occupation, 4) exclusion, 5) maturité et 6) sénescence

7. PROTOCOLE D'ÉVALUATION CONJOINTE SUR LE TERRAIN

Les protocoles de terrain respectifs pour chaque système d'évaluation restent inchangés, à l'exception de quelques détails décrits dans la présente section. Pour l'évaluation de la maturité, il convient de suivre le système d'échantillonnage des placettes (LIFE Redbosques 2018). Ce document décrit la méthodologie de terrain et les calculs à effectuer pour obtenir les indicateurs de maturité. Pour que l'évaluation IBP soit compatible avec celle de Redbosques, le système d'échantillonnage des placettes de l'IBP doit également être respecté (https://cpf.gencat.cat/ca/cpf_03_linies_actuacio/cpf_transferencia_coneixement/Index-Biodiversitat-Potencial/documents-i-publicacions-re-lacionades-amb-libp/Fitxes_i_protocol_IBP/).

L'annexe A.5 contient l'inventaire de terrain correspondant à un échantillonnage commun. La fiche est divisée en deux sections, la première correspondant à l'échelle du peuplement où sont résumés les indicateurs évalués à l'échelle de la placette et les indicateurs évalués à l'échelle du peuplement, tels que les facteurs contextuels de l'IBP (facteurs H, I et J) ou, par exemple, le nombre de classes de diamètre différentes pour le RB. Dans la section consacrée aux placettes, la taille de la placette doit être déterminée afin d'établir le nombre de placettes nécessaires à l'échantillonnage de la zone requise.

La zone échantillonnée doit couvrir au moins un hectare et représenter entre 15 % et 50 % de la superficie totale, c'est-à-dire que pour 6 hectares environ, au moins un hectare doit être échantillonné. Il est fortement recommandé d'effectuer l'échantillonnage sur des placettes circulaires. Ainsi, si des placettes de 25,2 m de rayon sont formées, 5 placettes sont nécessaires ;

si les placettes ont un rayon de 32,6 m, 3 placettes sont nécessaires, et ainsi de suite. Il est recommandé de ne pas réduire le nombre de placettes à moins de 3 par peuplement.

L'échantillonnage IBP doit être effectué sans plafond pour les facteurs C, D (bois mort sur pied, bois mort au sol, respectivement) et le facteur E (très gros arbres), même si la valeur minimale pour atteindre la note maximale de 5 est dépassée. Le seul cas où le plafond peut être maintenu est celui du facteur F (DMH), lorsque la valeur minimale de 2 arbres ayant le même microhabitat est atteinte. Pour les autres facteurs A, H, I et J, il convient de suivre la méthode d'échantillonnage initiale.

Avec cette méthode d'échantillonnage, l'évaluation complète est plus lente que celle proposée dans les versions des protocoles d'échantillonnage originaux.

Les différences d'échantillonnage par rapport aux protocoles originaux respectifs sont les suivantes :

- Sur chaque placette, il faut compter le nombre d'arbres vivants par classe de diamètre (CD) et par espèce à partir de la CD20 (DBH > 17,5 cm). CD20 et CD25 : les pieds sont comptés seulement dans un rayon de 10 m. De la CD30 à la CD55, tous les pieds situés dans le rayon d'échantillonnage choisi doivent être comptés (25,2 m si 5 placettes sont échantillonnées, 32,6 m si 3 placettes sont échantillonnées, etc.). À partir de la CD60, le DBH doit être mesuré et enregistré. Cela peut être réalisé à l'aide d'un pied à coulisse ou d'un mètre ruban forestier.

- Obtenir la hauteur dominante (H_0) sur chaque placette et pour chaque essence (normalement une ou deux essences si la seconde atteint le taux de 30 % de CVS). La valeur de H_0 est obtenue à partir de la moyenne des 3 arbres les plus épais de la placette. Avec ces données et le nombre de pieds par CD et par essence, il est possible de calculer le volume avec écorce des pieds vivants nécessaire pour obtenir le rapport entre le volume de bois mort et le volume de bois vivant.
- Pour le bois mort au sol, pour toutes les pièces ayant un diamètre d'au moins 17,5 cm, mesurer la longueur jusqu'à ce diamètre et le diamètre du tronc à la moitié de sa longueur. Pour les arbres morts sur pied présents sur la placette, mesurer le diamètre normal et la hauteur du tronc. Ces informations permettent d'obtenir le nombre de pièces au sol et sur pied et de calculer le volume total de bois mort (sur pied et au sol).
- Pour les arbres vivants avec DMH et pour l'IBP, le nombre d'arbres est enregistré selon le type de DMH observé jusqu'à un maximum de 2 arbres/ha par groupe de DMH des 15 types proposés (annexe A.1 et A.2). Si un arbre porte plusieurs DMH, on compte autant d'arbres qu'il y a de DMH différents dans cet arbre; si le même arbre a un DMH répété, il est compté une seule fois. Pour Redbosques, le nombre de types de microhabitats différents sur les 10 types proposés (annexes A.1 et A.2) détectés sur la placette sera noté. Un type de DMH est pris en compte s'il y en a au moins 2 par hectare. Si un arbre présente deux types de microhabitats différents, il sera noté deux fois.



Figure 18. Échantillonnage de terrain des protocoles IBP et Redbosques (Photo : Lluís Comas)

8. PROTOCOLES DE SUIVI DIRECT DE LA BIODIVERSITÉ À L'ÉCHELLE DU PEUPEMENT

Cette section décrit les recommandations relatives aux protocoles d'échantillonnage et de suivi direct de la biodiversité pour différents groupes taxonomiques. Comme mentionné dans l'introduction, un peuplement donné peut présenter des caractéristiques plus ou moins favorables à certaines essences, mais même dans ce cas, les espèces peuvent être présentes ou non en raison d'autres conditions externes difficiles à contrôler. Le suivi direct de la biodiversité au moyen de méthodes d'échantillonnage normalisées est le meilleur moyen de démontrer qu'une action donnée a un effet direct sur la conservation de la biodiversité, c'est-à-dire qu'il existe une relation de cause à effet. À long terme, l'établissement de la base de ces relations peut aider à déterminer la meilleure option de gestion dans chaque cas et à déterminer les seuils optimaux pour améliorer la biodiversité des différents groupes taxonomiques.

8.1. COLÉOPTÈRES SAPROXYLIQUES

Les coléoptères saproxyliques sont deux fois plus riches en espèces que l'ensemble des vertébrés, avec au moins 2.500 espèces ibériques (Grove 2002). Différentes guildes écologiques ou fonctionnelles peuvent être distinguées en fonction du substrat dans lequel les larves se développent. Ainsi, la guildes des espèces xylophages colonise les premiers stades de la décomposition du bois; sont capables de le fragmenter et de dégrader partiellement les molécules organiques complexes qui le composent (lignine, cellulose et hémicellulose). Le bois le plus dégradé mélangé à d'autres débris végétaux organiques convient aux espèces saproxylophages. Lorsque le stade de décomposition du bois est déjà bien avancé et s'accumule sous forme d'humus, des espèces saprophages apparaissent.

Une guildes fonctionnelle particulière est celle des xylomycétophages, dont les larves se nourrissent de basidiomycètes saproxyliques, d'ascomycètes et de champignons microscopiques (Stokland et al. 2012) ou des différents stades de décomposition générés par ces champignons ou leurs produits (Alexander 2008). À ces guildes s'ajoutent des prédateurs spécialisés dans les insectes du bois mort et des commensaux.

Les coléoptères saproxyliques sont probablement les indicateurs écologiques et de biodiversité qui fournissent le plus d'informations sur la biodiversité forestière directe et la complexité fonctionnelle de l'écosystème (Müller et Bütler 2010, Lassauce et al. 2013). La réponse de la communauté des insectes saproxyliques aux changements associés au bois mort sur pied ou au sol est rapide, car ces espèces ont un cycle de vie court par rapport à d'autres groupes taxonomiques (par exemple les oiseaux et les chiroptères). En ce sens, on sait que la communauté de coléoptères saproxyliques permet de déduire des changements dans l'ensemble de la communauté saproxylique, ce qui fait de ce groupe l'un des meilleurs bioindicateurs associés à la maturité. Il est donc nécessaire d'obtenir un échantillon représentatif pour chaque peuplement, tout en gardant à l'esprit que des contraintes budgétaires importantes peuvent conditionner la conception de l'échantillonnage sur le terrain et en particulier le nombre de placettes par peuplement. À cet égard, citons les éléments suivants : i) le coût des pièges; le temps consacré à la collecte et à la préparation des échantillons; iii) l'identification de tous les coléoptères par famille, genre ou espèce afin de déterminer leur écologie trophique.

Il est recommandé d'installer au moins trois pièges d'interception passifs, un par placette de

suivi pour les indicateurs de substitution. Les pièges doivent être installés simultanément dans tous les peuplements entre le début du mois de mai et la fin du mois de juillet afin de coïncider avec les mois d'activité maximale des coléoptères saproxyliques en climat méditerranéen. Il est recommandé de prélever des échantillons tous les 15 jours et de les fixer avec de l'alcool à 70°. Les mini-pièges d'interception en vol de type CROSSTRAP d'ECONEX sont un bon choix.



Figure 19. Ci-dessus : Placette BIORGEST avec piège passif pour coléoptères saproxyliques. Ci-dessous : *Cerambyx cerdo*, coléoptère saproxylique (Photos : Jordi Camprodon/Jordi Baucells).

Toutes les espèces de coléoptères sont déterminées à partir de chaque échantillon séparément. Le reste des arthropodes capturés peut être conservé en vue d'études futures. Une base de données est construite avec chaque capture

individuelle par piège (= placette), peuplement et date d'échantillonnage. Les champs des groupes fonctionnels saproxyliques et la classification selon les différentes guildes fonctionnelles saproxyliques sont ajoutés. Ces informations peuvent enfin être mises en relation avec les données sur la structure et la composition des placettes dans les arbres vivants et morts, avec la quantité et la diversité du bois mort sur pied et au sol et avec la diversité des autres groupes taxonomiques (bryophytes, oiseaux, etc.).

8.2. OISEAUX

La relation positive entre l'abondance des oiseaux, l'âge du peuplement, le couvert végétal, l'étagement vertical de la végétation et la densité des gros arbres est bien connue. Cette relation affecte la communauté des oiseaux dans son ensemble, mais en particulier les picidés et les passereaux qui sont des occupants secondaires des cavités dans les arbres (Camprodon 2007). L'absence ou la rareté des arbres d'une certaine taille (plus de 30 cm de diamètre normal) est critique pour certaines espèces, comme le pic noir ou la sittelle torchepot dans les forêts méditerranéennes (Arriero et al 2006, Camprodon 2013).

Les oiseaux forestiers communs sont recensés à l'aide de la méthode quantitative des stations d'écoute (Tellería 1986, Bibby et al. 1992), qui est une méthode courante en milieu forestier, car il s'agit d'un recensement ponctuel qui permet une bonne adéquation avec les inventaires forestiers et de la végétation. Ce recensement est valable pour l'ensemble de la communauté des oiseaux (passereaux, picidés et columbidés) qui marquent le territoire par leur chant ou qui sont prodigues en émissions sonores. Seuls les rapaces et autres oiseaux de grande taille, discrets et à large rayon d'action, dont la présence est sporadique au cours des enquêtes, ce qui nécessiterait en tout état de cause un protocole d'échantillonnage spécifique, sont exclus.

Les stations d'échantillonnage doivent coïncider avec le centre des placettes forestières et indicatrices du protocole commun décrit dans ce guide. Les espèces d'oiseaux vues ou entendues dans quatre bandes concentriques de 25 m, 50 m, 100 m et au-delà de 100 m sont comptabilisées. Afin d'assurer une bonne adéquation entre les variables forestières et les indicateurs de maturité et IBP, il est recommandé de sélectionner les contacts dans la bande des 50 m pour les traitements statistiques, bande qui, de plus est, dans les forêts denses comme les forêts méditerranéennes, est une limite contrôlable par l'agent recenseur. La durée recommandée de chaque écoute est de 20 minutes. Les périodes plus courtes peuvent omettre des oiseaux qui ne se montrent pas et les périodes plus longues ne fournissent pas beaucoup d'informations supplémentaires et sont chronophages, ce qui limite le nombre de stations par jour.

Les oiseaux nicheurs sont généralement recensés, car il s'agit de la période la plus critique de l'année, au cours de laquelle les oiseaux sont particulièrement territoriaux. Dans les habitats méditerranéens, la période de recensement recommandée s'étend du 20 avril au 10 juin. Peut être retardé en haute montagne. Les enquêtes commencent une demi-heure après le lever du soleil jusqu'au milieu de la matinée, ce qui permet un maximum de 4 à 6 stations par jour, si les déplacements entre les stations ne prennent pas trop de temps.

Afin d'assurer une indépendance totale de l'échantillon, il est recommandé de sélectionner une station par peuplement de moins de 10 ha ou plusieurs stations distantes d'au moins 400 m, coïncidant avec les inventaires d'habitats et en calculant ensuite la moyenne par peuplement. Les picidés, qui occupent des territoires plus vastes que les passereaux, ont tendance à être sous-estimés dans les stations d'écoute.

Il en va de même pour les oiseaux nocturnes (bécasses, engoulevents, rapaces). Comme il s'agit de deux groupes ayant une valeur d'indicateur élevée, des recensements complémentaires peuvent être effectués. Par exemple, des stations de 10 minutes espacées d'environ 500 m, soutenues par l'émission d'enregistrements des productions sonores de chaque espèce. En mars et avril (période centrale de l'accouplement), le matin pour les picidés et au crépuscule et pendant les deux premières heures de la nuit pour les nocturnes. Récemment, des méthodes de détection passive avec des enregistreurs automatiques ont été mises au point. Pour l'instant, cette technologie est utile pour recenser les espèces rares, peu abondantes et/ou difficiles à détecter, pour lesquelles des identifiants spécifiques doivent être développés.

La métrique la plus couramment utilisée dans le traitement des données est la richesse spécifique et l'abondance de l'ensemble des oiseaux par point d'échantillonnage. Afin de relier les oiseaux aux variables structurelles à l'échelle du peuplement, il est très utile de classer les espèces en guildes écologiques comme, par exemple : les grimpeurs (qui se nourrissent de l'écorce des troncs et des branches), les oiseaux qui nichent dans les cavités des arbres, les oiseaux qui nichent et se nourrissent dans la canopée des arbres, les oiseaux de la couche arbustive du sous-étage et les oiseaux qui se reproduisent et se nourrissent au sol. Ils peuvent également être classés en fonction de la sélection des couverts du sol à l'échelle du paysage : les spécialistes des forêts, les généralistes (oiseaux communs dans les forêts que l'on trouve également dans les espaces ouverts) et les oiseaux des espaces ouverts (oiseaux exclusifs des broussailles, des prairies et/ou des cultures).

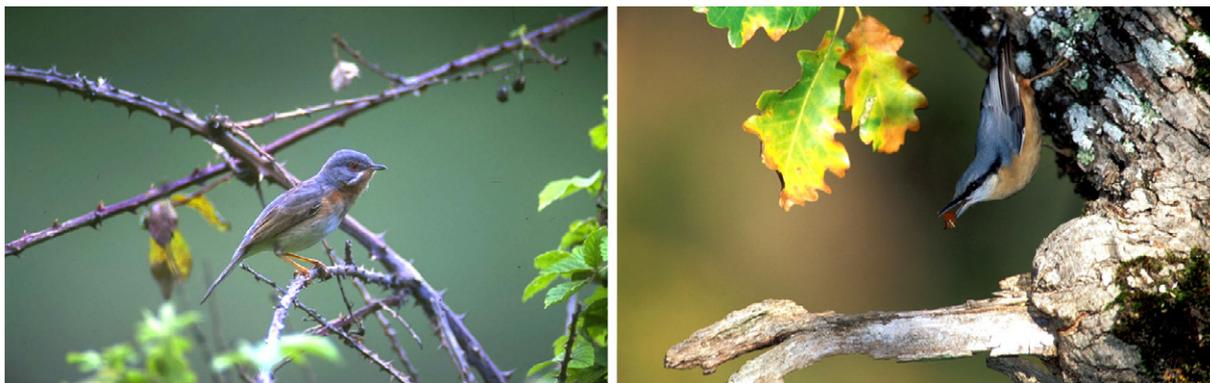


Figure 20. La fauvette passerinette (*Sylvia cantillans*), oiseau du sous-bois et des arbustes, la sittelle torchepot (*Sitta europaea*), espèce qui se nourrit de troncs et de branches épaisses et qui se reproduit dans les cavités des arbres (Photos : Eudald Solà).

8.3. CHIROPTÈRES

La plupart des plus de 30 espèces de chauves-souris ibériques utilisent les forêts à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, que ce soit pour la chasse, l'accouplement, la reproduction, l'hibernation ou comme abri temporaire. Cependant, certaines espèces sont étroitement liées aux milieux forestiers : les chauves-souris dites arboricoles (Guixé et Camprodon 2018).

La capacité d'accueil d'une forêt pour les chauves-souris dépend étroitement de la structure de la couverture arborée. Les très fortes densités rendent difficiles les déplacements, les vols de chasse et la recherche d'abris. Un autre facteur influent est l'hétérogénéité du profil vertical de la végétation et la richesse floristique, qui favorisent la diversité des arthropodes constituant des proies. Enfin, une variable déterminante est la disponibilité de cavités dans des essences spécifiques à chaque espèce. Ainsi, n'importe quelle cavité ne fait pas l'affaire, car chaque espèce de chiroptère arboricole a ses préférences : par exemple des loges de pics pour les noctules, de petites cavités pour les oreillards roux ou des crevasses sous l'écorce pour les chauves-souris forestières. Lorsque la disponibilité de bonnes cavités est limitée, la capacité d'accueil de la forêt est plus faible et la probabilité de prédation plus élevée (Guixé et Camprodon 2018). Une colonie de chauves-souris arboricoles utilise plusieurs cavités dans un même

peuplement tout au long de l'année (Tillon et al. 2016). Les chauves-souris chassent dans les espaces ouverts et s'abreuvent aux points d'eau. Par conséquent, leur valeur en tant qu'indicateurs se situe davantage à l'échelle de l'exploitation ou du paysage qu'à l'échelle du peuplement, qui est important principalement en tant que refuge.

La méthodologie utilisée pour recenser les chauves-souris consiste à utiliser des stations d'enregistrement automatique des ultrasons, en suivant les protocoles des stations de suivi Quirohàbitats. Il s'agit d'un suivi à distance et multiespèces. L'analyse des ultrasons permet aujourd'hui de classer les enregistrements jusqu'au niveau de l'espèce, à l'exception de certains qui se confondent entre eux et sont regroupés en «groupes phoniques». La bioacoustique est une technologie en constante évolution. Il existe différents modèles d'enregistreurs, plus ou moins performants et plus ou moins chers, ainsi que des logiciels pour l'identification automatique des gros paquets de données.

Afin d'obtenir un échantillon représentatif de la richesse et de l'activité des chauves-souris dans le peuplement, il est important de disposer de plusieurs nuits d'enregistrement. Le protocole Chirohabitats prévoit un minimum de 4 à 7 stations consécutives. Pour une efficacité maximale, les enregistreurs restés en marche pendant 7 jours d'affilée et programmés pour enregistrer chaque nuit. De cette manière, ils peuvent

toujours être collectés le même jour de chaque semaine, ce qui facilite la logistique si l'échantillonnage est étalé sur plusieurs semaines.

Pour le traitement des enregistrements, les enregistrements présentant un nombre moyen de contacts similaire sont sélectionnés, en écartant les valeurs extrêmes (par exemple, les nuits avec peu de contacts en raison de la pluie ou du vent). Différentes périodes d'enregistrement peuvent être sélectionnées, par exemple une période par saison de l'année, pour le suivi à long terme des tendances de la population. Cependant, pour établir un lien entre la diversité des chauves-souris et les variables de l'habitat à l'échelle du peuplement, il est préférable de prélever des échantillons pendant la saison de reproduction, de préférence de la fin juin à la mi-juillet (du 15 mai au 15 août comme dates extrêmes). L'enregistrement est programmé pour se déclencher une demi-heure avant le coucher du soleil et stopper une demi-heure après le lever du soleil.

Les chiroptères forestiers se réfugient dans les cavités des arbres et leur activité s'étend à l'intérieur de la forêt et dans les espaces ouverts, dans un rayon de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres selon les espèces. Par conséquent, une seule station par peuplement est visée, coïncidant avec celle qui présente le meilleur accès et la meilleure structure, de préférence la mieux centrée à l'intérieur du peuplement.

Lors du traitement des données, la moyenne des stations forestières, IBP et/ou Redbosques du peuplement est prise en compte. La métrique la plus couramment utilisée dans le traitement des données est la richesse spécifique moyenne et le nombre moyen de contacts par espèce ou groupe phonique. Afin de mieux relier les chauves-souris aux variables structurelles à l'échelle du peuplement, il est très utile de les classer en guildes écologiques. La classification la plus utile consiste à distinguer les espèces arboricoles strictes (celles qui se réfugient habituellement dans les cavités des arbres), les espèces forestières (celles qui chassent habituellement à l'intérieur de la forêt) et les généralistes (elles

peuvent fréquenter la forêt, mais chassent habituellement dans les espaces ouverts et se réfugient dans les fissures et les cavités des rochers ou des bâtiments).

Comme mentionné ci-dessus, toutes les espèces ne sont pas identifiables. Il s'agit notamment d'espèces arboricoles, telles que la plupart des espèces du genre *Myotis*, *Plecotus* et *Nyctalus*. Si vous souhaitez recueillir des informations sur ces espèces, les stations d'écholocation peuvent être combinées avec des sessions de piégeage nocturne (filets japonais et harpes forestières). Les captures permettent également d'équiper les individus capturés d'émetteurs de radiofréquence afin d'essayer de localiser leurs colonies et d'identifier les arbres et les peuplements refuges. Avec une nuit couverte par deux groupes travaillant simultanément (par exemple, une équipe à l'intérieur du peuplement et une autre dans les ruisseaux ou les étangs), la plupart des espèces peuvent être capturées.



Figure 21. Petite noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*) (Photo : Xavier Florensa).

Une autre méthode complémentaire de suivi est l'utilisation de boîtes-abris spéciales pour les chauves-souris. Elles peuvent être placées par groupes de 3 à 5 boîtes par peuplement d'environ 8-10 ha, espacées de quelques dizaines de mètres. Les boîtes peuvent être de différents modèles afin d'avoir une plus grande probabilité d'être occupées par différentes espèces et orientées vers des espaces de vol et jamais en

plein soleil. Ils constituent également un élément d'amélioration de l'habitat pour les espèces de chiroptères arboricoles rares ou menacées en fournissant des refuges artificiels là où les cavités naturelles des arbres sont rares. Les chauves-souris ne commencent à occuper les nichoirs que plusieurs mois après leur mise en place, une fois qu'elles les ont repérés et se sont habituées à leur utilisation. Par conséquent, la révision des boîtes-abris peut démarrer dans l'année qui suit leur installation. Il existe d'innombrables modèles de boîtes, dont certains sont conçus pour des espèces spécifiques. Elles sont en bois ou en « ciment de bois ». Pour les installer, on peut les suspendre à une branche ou les attacher ou les

clouer sur les troncs dans une clairière ou le long d'un chemin forestier, à environ 3 à 5 mètres de hauteur. Le contrôle est diurne et est recommandé en juin-juillet (période de reproduction) et en septembre-octobre (période d'accouplement). Il est recommandé d'utiliser des modèles de boîtes avec une ouverture à la base, qui peuvent être vérifiés à l'aide d'un projecteur depuis le pied de l'arbre, sans qu'il soit nécessaire de grimper dans l'arbre et de l'ouvrir. En automne, le taux d'occupation tend à être plus élevé, car les chauves-souris se concentrent dans les cavités et les abris pour s'accoupler. La manipulation des chauves-souris doit être effectuée par un spécialiste disposant d'un permis de capture valide.



Figure 22. Boîte-abri pour chauves-souris (Photo : Jordi Bas).

8.4. BRYOPHYTES

Les mousses et les hépatiques (bryophytes) se développent dans des conditions d'humidité élevée et sont donc souvent associées à

des canopées fermées. Elles sont abondantes dans les zones ombragées et, à petite échelle, sur les parties les moins ensoleillées des troncs et des gros rochers. Dans des conditions d'humidité très élevée, associées à des brouillards

fréquents, elles peuvent constituer de vastes manteaux verts. Dans des conditions plus habituelles, elles se développent de préférence sur des substrats plus durables, tels que les affleurements rocheux et les souches, dans des conditions d'humidité et de température typiques de l'intérieur des forêts. Les mousses participent à la conservation de l'humidité ambiante du bois et du sol, une action bénéfique pour d'autres espèces telles que les champignons, les plantes vasculaires et les invertébrés. Elles forment l'habitat de petits invertébrés tels que les nématodes et les mollusques. Bien qu'on puisse les trouver dans toutes les forêts qui répondent à leurs exigences en matière d'humidité, de température et d'ensoleillement, les canopées fermées et les conditions stables plus longues des forêts matures peuvent favoriser leur richesse et leur abondance spécifiques. En outre, plusieurs espèces caractéristiques des stades avancés de décomposition du bois ont été décrites (Crites et Dale 1998).

L'échantillonnage des bryophytes est basé sur l'estimation de la richesse taxonomique du peuplement et sur la mesure fiable de la couverture d'un échantillon représentatif d'espèces sur un échantillon de substrats, avec une attention particulière pour les mousses épiphytes sur l'écorce des troncs d'arbres vivants. Les travaux de terrain sont valables à différentes périodes de l'année, car les espèces peuvent être identifiées à partir de l'aspect extérieur du gamétophyte. Les stations d'échantillonnage doivent coïncider avec le centre des placettes forestières et indicatrices du protocole commun décrit dans ce guide. Au cas où la zone centrale ne présenterait pas les caractéristiques appropriées pour l'échantillonnage (par exemple, une hétérogénéité excessive pouvant conduire à des données non représentatives), une zone proche serait recherchée, mais toujours à l'intérieur du peuplement et sur une position aussi éloignée que possible des limites du peuplement.

Il est recommandé que la zone d'échantillonnage présente un rayon de 10 mètres. Pour chaque placette, toutes les espèces de bryophytes présentes

sur tous les substrats (bois vivant et mort, rochers, talus et sol) sont répertoriées, ainsi qu'une estimation de la couverture (avec un intervalle de valeur de 5 %, sauf pour les couvertures les plus faibles, qui est de 1 %). Dans le cas des bryophytes vivant sur les rochers, seule une estimation visuelle de leur couverture est réalisée, étant donné la difficulté de marquer de manière permanente la zone échantillonnée sur le rocher.

Pour l'échantillonnage des bryophytes épiphytes, 5 arbres non marqués sont choisis pour être coupés. Les arbres présentant une couverture importante de mousses et d'hépatiques (les arbres sans bryophytes sont écartés) et des caractéristiques physiques aussi stables que possible (bonne santé, verticalité du tronc, etc.) sont sélectionnés. Les arbres malades ou présentant des déformations importantes du tronc sont éliminés dans la mesure du possible. Pour chaque arbre, le diamètre normal est mesuré et l'essence et les observations éventuelles sur l'état de santé de l'arbre sont notées. Seuls les arbres d'une certaine taille, par exemple d'un diamètre normal de 20 cm ou plus, sont sélectionnés. Afin de pouvoir localiser les arbres à l'avenir, il est recommandé d'apposer une plaque numérotée à la base du tronc.

Pour chaque arbre, 4 inventaires sont réalisés dans un cadre ou une grille de 10 x 20 cm fixé au tronc. Deux d'entre eux sont orientés vers le nord et deux vers le sud. Deux inventaires sont placés à une hauteur de 15 cm (correspondant à la base du tronc) et deux autres à 100 cm avec les mêmes orientations. Dans la grille, toutes les espèces de bryophytes sont notées avec leur couverture estimée. Le centre du haut de la grille est marqué par deux clous métalliques, afin de pouvoir la localiser ultérieurement. Le reste du tronc est également exploré à la recherche d'autres espèces non répertoriées dans les inventaires et leur présence est notée. Pour compléter le catalogue des bryophytes épiphytes, le reste des arbres de la placette forestière est échantillonné, en notant la simple présence des espèces de bryophytes qui n'ont pas été trouvées dans les inventaires de 10 x 20 cm.



Figure 23. Collecte de données des bryophytes et détail d'une souche de chêne vert recouverte de mousses dans une zone ombragée lors d'un échantillonnage dans une forêt de chênes verts à La Garrotxa. La zone délimitée par le cadre intérieur du carton noir est couverte par une grille de 10 x 20 cm, à l'intérieur de laquelle une estimation de la couverture de chaque espèce est effectuée. La hauteur sur le tronc est mesurée à l'aide d'un mètre ruban et les échantillons sont prélevés au couteau (Photos : Miquel Jover).

Après chaque journée de terrain, les échantillons sont séchés pour éviter toute dégradation et, principalement, pour prévenir le développement fongique. Pour l'identification, ils sont réhydratés

et les différents caractères taxonomiques sont observés à la loupe binoculaire ou au microscope. Les guides de détermination comprennent le site *Flora dels Briòfits dels Països Catalans* (Casas et al. 2003, Casas et al. 2004) et *Flora Briofítica Ibérica* (Guerra et al. 2006, Brugués et al. 2007, Guerra et al. 2010, Guerra et al. 2018). Il est recommandé de conserver les échantillons déjà déterminés dans un herbier.

Les mesures les plus couramment utilisées dans le traitement des données sont la richesse spécifique et le couvert moyen par arbre échantillonné et/ou par peuplement. Afin de relier les mousses et les hépatiques aux variables structurelles à l'échelle du peuplement, il est très utile de classer les espèces en guildes écologiques. Par exemple, en fonction de la stratégie de vie (colonisateurs pionniers, itinérants à courte ou longue durée de vie, vivaces, vivaces compétitives et vivaces tolérantes au stress), de l'acidité du sol (espèces basophiles, neutrophiles ou acidophiles), de l'humidité du milieu (xérophiles, mésophiles ou hygrophiles), de la température (thermophiles, mésothermophiles, cryophiles ou indifférents), du tempérament (ombre totale, mi-ombre ou pleine lumière) et de la plus ou moins grande tolérance aux facteurs anthropiques.

8.5. CHAMPIGNONS APHYLLOPHORES (APHYLLOPHORALES)

Les réseaux mycéliens de champignons et les bactéries assurent la fonction écologique essentielle de dégradation de la matière organique (bois, feuilles, tissus animaux, etc.) et fixent une grande partie des éléments minéraux libérés lors de la décomposition. Ils redistribuent ainsi ces éléments essentiels à la croissance des plantes dans un rayon de plusieurs mètres. Les mycorhizes du sol jouent également un rôle essentiel dans le fonctionnement des forêts. Les champignons influencent la structure et la dynamique des peuplements et conditionnent ainsi l'habitat d'autres espèces. Les modifications des

conditions microclimatiques dues à l'ouverture de la canopée ou à l'effet de lisière peuvent être préjudiciables aux espèces les plus sensibles à l'humidité ambiante.

Les champignons augmentent la biodiversité de manière très significative, atteignant plus de 200 espèces sur 0,5 ha dans une forêt mixte de feuillus sans intervention depuis 100 ans (Langlois 2000) et plus de 2 000 pour l'ensemble de la vieille forêt de feuillus de Białowieża (Falinski 1991). Les forêts matures abritent souvent plus de deux fois plus de champignons saproxyliques que les forêts gérées pour l'obtention de bois (Sippola et Renvall 1999).

Parmi les *Aphylliphorales*, la famille des polyporacées offre des perspectives intéressantes pour l'étude de la continuité spatiale des variables de maturité. Elles peuvent coloniser des habitats éphémères, dispersés et aléatoires (arbres morts ou dépérissants). Bien que certaines de leurs spores (ils en produisent plusieurs milliers par heure et par cm²) puissent être transportées sur de longues distances (plusieurs centaines de kilomètres), la plupart tombent à proximité immédiate des champignons (Stenlid et Gustafsson 2001). Si la densité et le taux de renouvellement des gros arbres morts sont trop faibles, le flux génétique entre les populations de champignons saproxyliques peut être sérieusement compromis.

Les champignons sont échantillonnés sur des placettes de 10x10 m situées au centre des placettes de caractérisation de l'habitat. Un inventaire mycologique de l'ordre *Aphylliphorales* est réalisé dans chacune des placettes. Il est intéressant d'inclure également les carpophores éphémères des espèces du sol et d'autres substrats, pour avoir une idée de la diversité fongique totale. Cependant, comme la fructification dépend fortement de la période de l'année et des précipitations, ces données sont

difficilement comparables d'une année à l'autre. Sur chaque placette, toutes les espèces fongiques présentes sont répertoriées et on procède à une estimation de la production par la collecte de carpophores. Pour les champignons poussant sur les troncs vivants ou morts (corticoides, poroides, etc.). Le nombre de carpophores ou le nombre de flottes est enregistré et mesuré pour estimer la production par surface arborée (par exemple par surface terrière). Dans le cas des champignons qui ne permettent pas le comptage des carpophores, la surface occupée par ces derniers est mesurée et les classes d'abondance sont estimées (pour ce type de champignons, un sous-échantillonnage à l'intérieur de la placette est réalisé).

Après chaque journée de terrain, les échantillons sont identifiés, pesés et comptés, puis séchés pour éviter toute dégradation. Si les carpophores ne peuvent pas être identifiés à un niveau spécifique sur le terrain, un échantillon est prélevé et déterminé en laboratoire (Martínez de Aragón et al. 2007). Il est recommandé de conserver les échantillons déjà déterminés dans un herbier mycologique.

Afin de connaître la composition et la fréquence d'apparition de la communauté fongique dans son ensemble (champignons saprophytes, parasites, mycorhiziens, etc.), des échantillons de sol et de bois sont prélevés pour en extraire le mycélium (Castaño et al. 2018). Par exemple, cinq prélèvements de sol par placette. La détermination est faite par analyse métagénomique.



Figure 24. *Fomitopsis pinicola* sur une souche de pin et *Tremella mesenterica* sur du bois très décomposé également colonisé par des mousses (photos : Jordi Camprodon/Juan Martínez de Aragón).

8.6. FLORE VASCULAIRE

La flore vasculaire des forêts reflète la diversité des microhabitats (affleurements rocheux, abris ombragés, points d'eau, etc.) et les conditions environnementales présentes (des clairières aux canopées très fermées). Les plantes vasculaires caractéristiques des stades avancés de maturité sont peu nombreuses et diffèrent d'une région à l'autre (Peterken 1996, McComb et Lindenmayer 1999). Ainsi, une espèce décrite dans une région biogéographique comme étant associée à des forêts matures peut être présente dans des forêts productives ou dans des habitats ouverts dans d'autres conditions bioclimatiques (Hermy et al. 1999), ce qui rend difficile l'utilisation des plantes vasculaires comme indicateurs de maturité. D'autre part, la rareté des stades de maturité et de sénescence conduit à ce que de nombreuses espèces liées à ces forêts soient rares ou menacées (Wulf 1997).

Les forêts matures abritent généralement une plus grande proportion d'espèces tolérantes à l'ombre, en cas de fermeture de la canopée, et

une diversité de types biologiques, y compris des arbustes et des lianes (EUROPARC-Espagne, 2020a). La continuité de la canopée dans le temps favorise une fréquence accrue des espèces à faible capacité de dispersion et/ou de colonisation et des espèces reliques, isolées des populations d'origine ou fortement exploitées dans le passé, comme l'if (*Taxus baccata*). Les clairières peuvent augmenter la richesse spécifique globale d'un peuplement en favorisant le développement d'héliophiles, y compris d'espèces prairiales et d'espèces arbustives nitrophiles telles que les ronces (*Rubus* sp.).

La flore vasculaire est échantillonnée au moyen d'inventaires floristiques. En général, dans les forêts, elles sont réalisées dans des placettes de 10 m de rayon, bien que la méthode puisse être adaptée en fonction des objectifs (par exemple, groupes taxonomiques à inventorier) et du travail que cela demande. Le recouvrement de chaque espèce est estimé en pourcentage. Par exemple, à intervalles de 5 % ou, pour faciliter l'échantillonnage, aux intervalles habituels utilisés dans les inventaires floristiques, selon le

coefficient d'abondance-dominance de Braun Blanquet (+ : plante clairsemée ou à recouvrement très faible, inférieur à 5 %; 1 : plante abondante mais à faible recouvrement ou plante clairsemée à 5 à 10 % de recouvrement; 2 : plante très abondante mais à faible recouvrement ou plante à 10 à 25 % de recouvrement; 3 : entre 25 et 50 % de recouvrement; 4 : entre 50 et 75 % de recouvrement; 5 : recouvrement supérieur à 75 %). La période d'échantillonnage doit coïncider avec la croissance végétative maximale des espèces annuelles, pluriannuelles et géophytes. Dans les habitats méditerranéens, le mois de mai coïncide avec le pic de croissance végétative et de floraison de la plupart des espèces. Pour améliorer le rendement, deux inventaires peuvent être réalisés, l'un au début du printemps (mars-avril) et l'autre en été (juin-juillet). La première période est particulièrement intéressante pour localiser les espèces de géophytes, surtout sous les arbres à feuilles caduques, car elles ont tendance à émerger avant que les arbres ne développent complètement leurs feuilles.

Un transect transversal est recommandé pour estimer la présence des espèces de flore du

catalogue de la flore menacée de Catalogne et du livre rouge des espèces menacées de Catalogne (Sáez et al. 2010). En outre, toutes les espèces protégées (houx et if), les taxons endémiques et rares, les arbustes fruitiers, les espèces phytosociologiquement caractéristiques des habitats ou qui pourraient être intéressantes pour l'établissement de prescriptions techniques de gestion spécifiques doivent également être incluses. Les transects transversaux sont répartis entre les 4 points cardinaux (N, E, S et O) à partir du centre de la placette d'échantillonnage, qui doit coïncider avec le centre des placettes de caractérisation de l'habitat. Une longueur de 25 m est recommandée sur chaque axe, à partir du centre de la station avec une bande de 4 m, soit 2 m de chaque côté de la ligne de progression, une largeur de bande qui permet de contrôler les espèces présentes. Les sommets peuvent être marqués à l'aide d'un piquet de bois en vue d'une reproduction ultérieure. Le total inventorié est de 100 m par placette. Le nombre de pieds, leur phénologie et leur vitalité sont enregistrés et le couvert des strates arbustives et arborescentes est estimé.



Figure 25. If (*Taxus baccata*), dont les fruits sont dispersés par les oiseaux, en particulier par la grive musicienne (*Turdus philomelos*), dont le nid dans un houx (*Ilex aquifolium*) est visible sur la photo de droite, dans une chênaie du LIFE BIORGEST (Photos : Jordi Camprodon).

9. RÉFÉRENCES

- 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., 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, Tetrarhizales, Buxbaumiales, Dipterydaceales. 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 saproxyliche 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-Cabadi-lla, 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\[2978:II-IOPLU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2978:II-IOPLU]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://red-bosques.eu/documentacion-tecnica/>.
- EUROPARC-España. 2020b. Red de Rodales de Referencia. Manual técnico. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. <https://red-bosques.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., Augustyniczik, A. L. D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hahnwinkel, 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](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.

- Hermý, 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
- Hermý, 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](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., Dvůrák, D., Beran, M., Deckerová, H., Burel, J., Koiž, M., Borovička, J., Boták, J., Vašutová, M., Malíček, 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. Monogr.*, 62: 447–502. <https://doi.org/10.2307/2937313>
- Hunter, M. L., Jacobson, G. L., Webb, T. 1988. Paleocology 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. Peterborough, 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., Büttler R., Krumm F. Lachat T. Larrieu L. et al. 2016. *Catalogue of tree microhabitats – 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.fhhal-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/ifer1657-008>
- 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](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., Martínez-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-x woodlands. *Insect Conserv. Divers.* doi:10.1007/s10841-014-9705-x

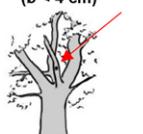
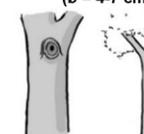
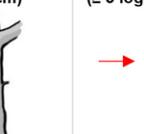
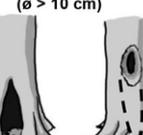
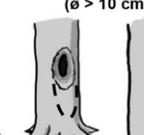
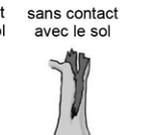
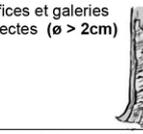
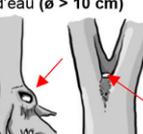
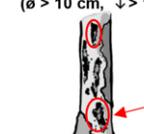
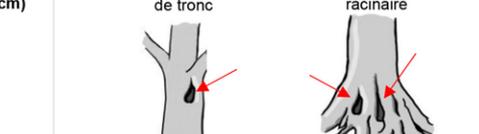
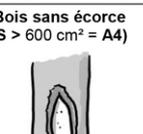
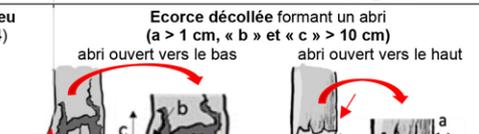
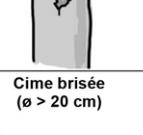
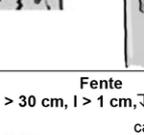
- Ramilo 2018. La comunidad de coleópteros saproxílicos en bosque mediterráneo: factores ambientales que condicionan sus ensamblajes. Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/86894>
- Ranius, T., Hedin J., 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*,126(3):363-370. <https://doi.org/10.1007/s004420000529>
- Ranius T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxyllic beetles in Sweden. *Biol. Conserv.*, 103: 85–91. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00124-0](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., Löhmus, 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](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., Ingelög, 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\[0557:EBIE-BJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIE-BJ]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](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03592-4)
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxyllic 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](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00398-3)
- Speight, M. C. 1989. Saproxyllic 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>

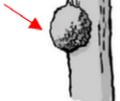
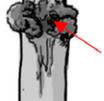
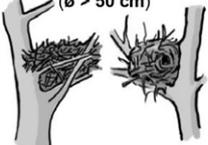
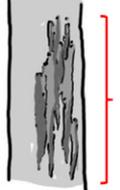
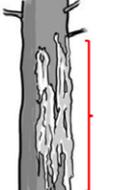
- Stokland, J., Tomter, S., Söderberg U. 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia: 207-226. In: Marchetti M. (ed). Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - From ideas to operationality, EFI workshop, 12 au 15 November 2003,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

A.1. DENDROMICROHABITATS

LES TROIS TYPOLOGIES DE L'INDICE DE BIODIVERSITE POTENTIELLE (IBP) UTILISEES DANS V3.0

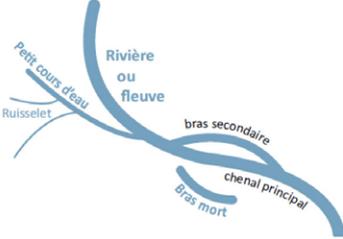
TYPOLOGIE DES DENDROMICROHABITATS (illustrations tirées de Larrieu <i>et al.</i> , 2018)					
Groupes de dmh	Types présents dans chacun des groupes de dmh				
1 - Loges de pic	Loge de petite taille ($\phi < 4$ cm) 	Loge de taille moyenne ($\phi = 4-7$ cm) 	Loge de grande taille ($\phi > 10$ cm) 	"Flute" de pic (≥ 3 loges en ligne, $\phi > 3$ cm) 	
2 - Cavités à terreau	Cavité à terreau de pied (en contact avec le sol) ($\phi > 10$ cm) 	Cavité à terreau de tronc (sans contact avec le sol) ($\phi > 10$ cm) 	Cavité à terreau semi-ouverte ($\phi > 30$ cm) 	Cavité à terreau, ouverte vers le haut (cheminée) ($\phi > 30$ cm) en contact avec le sol sans contact avec le sol 	Branche creuse ($\phi > 10$ cm) 
3 - Orifices et galeries d'insectes	Orifices et galeries d'insectes ($\phi > 2$ cm) 				
4 - Concavités	Dendrotelme remplie d'eau ($\phi > 10$ cm) 	Trou de nourrissage de pic ($\phi > 10$ cm, $\nabla > 10$ cm) 	Concavité à fond dur ($\phi > 10$ cm, $\nabla > 10$ cm) racinaire 		
5 - Aubier apparent	Bois sans écorce ($S > 600$ cm ² = A4) 	Blessure due au feu ($S > 600$ cm ² = A4) 	Ecorce décollée formant un abri ($a > 1$ cm, « b » et « c » > 10 cm) abri ouvert vers le bas abri ouvert vers le haut 		
6 - Aubier et bois de cœur apparents	Cime brisée ($\phi > 20$ cm) 	Bris de charpentièrre au niveau du tronc avec bois de cœur apparent ($\phi > 20$ cm ou $S > 300$ cm ² = A5) 	Fente ($L > 30$ cm, $l > 1$ cm, $\nabla > 10$ cm) causée par la foudre 	Fente à l'insertion d'une fourche ($L > 30$ cm) 	
7 - Bois mort dans le houppier	Branches mortes ($\phi > 20$ cm et $L > 50$ cm, ou $\phi > 3$ cm et > 20 % du houppier mort) 	Cime morte ($\phi > 20$ cm à la base) 	Vestige de charpentièrre brisée ($\phi > 20$ cm, $L > 50$ cm) 		

8 - Agglomérations de gourmands ou de rameaux	Balais de sorcière (ø > 50 cm) 	Brogne (> 5 gourmands) 			
9 - Loupes et chancres	Loupe 	Chancres (ø > 20 cm) 			
10 - Sporophores de champignons pérennes	Polypore pérenne (ø > 5 cm) 				
11 - Sporophores de champignons éphémères	Polypore annuel (ø > 5 cm) 	Agaricale charnu (nombre > 10) 			
12 - Plantes et lichens épiphytiques ou parasites	Bryophytes (S > 20% du tronc) 	Lichens foliacés / fruticuleux (S > 20% du tronc) 	Lierre ou lianes (S > 20% du tronc) 	Fougères (> 5 frondes) 	Gui (10 boules ø > 20 cm) 
13 - Nids	Gros nid de vertébré (ø > 50 cm) 				
14 - Microsols	Microsol du houppier (à toute hauteur dans l'arbre) 				
15 - Coulées de sève et de résine	Coulée de sève active (L > 20 cm) 	Coulée de résine active (L > 20 cm) 			

A.2. ÉQUIVALENCES ENTRE LES 2 CLASSIFICATIONS DES DENDROMICROHABITATS (15 TYPES VS. 10 TYPES)

Classification de 15 types (d'après Larrieu et al. 2018)	Classification de 10 types (d'après Kraus et al. 2016)
1. Loges de pic	CP: Loges de pi
2. Cavités à terreau	OC: Autres cavités
3. Orifices et galeries d'insectes	
4. Concavités	
5. Aubier apparent	
6. Aubier et bois de coeur apparents	CO: Écorce
7. Bois mort dans le houppier	DH: Dégâts et blessures
8. Agglomérations de gourmands ou de rameaux	MM: Bois mort
9. Loupes et chancres	
10. Sporophores de champignons pérennes	FC: Formes de croissance
11. Sporophores de champignons éphémères	
12. Plantes et lichens épiphytiques ou parasites	HO: Sporophores
13. Nids	EP: Epiphytes
14. Microsols	NI: Nids
15. Coulées de sève et de résine	OT: Autres

A.3. MILIEUX AQUATIQUES

TYPOLOGIE DES MILIEUX AQUATIQUES		
Types de milieux aquatiques	Comment les reconnaître ?	Remarques
<p>Source ou suintement</p>  <p>© L.L.</p>	<p>Émergence ponctuelle d'eau souterraine. Ce milieu se limite au point où l'eau sourd. Elle peut prendre la forme d'une source ou d'une zone d'écoulement diffus sur pentes et sur rochers (suintements). Ce milieu peut se prolonger en un ruisseau ou en zone marécageuse (qui constituent alors d'autres types).</p>	<p>À la sortie de la source, l'eau a les caractéristiques de la nappe dont elle est issue, avec une température très constante, généralement fraîche même en été et avec une concentration en oxygène élevée. Il existe néanmoins des sources chaudes. Dans tous les cas, ses caractéristiques sont différentes de celles du ruisseau ou de la zone marécageuse qui peut prolonger la source. Ces milieux abritent une biodiversité originale, dont certaines espèces à haute valeur patrimoniale telles que la fougère <i>Trichomanes speciosum</i> ou encore l'herbacée <i>Lysimachia ephemerum</i>.</p>
<p>Ruisseau, fossé humide non entretenu ou petit canal</p>  <p>© P.G.</p>	<p>Ce type regroupe : > des cours d'eau naturels, situés les plus en amont du réseau hydrographique, à faible débit et de largeur réduite (< 1 m). > des cours d'eau artificiels de faible largeur (< 1 m), en particulier fossés de drainage ou canaux d'irrigation.</p>	 <p>La morphologie et les caractéristiques de ces cours d'eau sont variables, étroitement liées au courant (dépendant fortement de la pente : torrents et cascades en montagne, présence possible de méandres sur les sections à pente faible).</p> <p>L'écoulement de l'eau est généralement permanent dans le cas des rivières et fleuves (éventuellement intermittent en région méditerranéenne, notamment pour les bras secondaires). Il peut être en revanche permanent ou temporaire pour les petits cours d'eau et ruisselets. La présence d'une flore spécifique, souvent hygrophile, sur les bords ou le fond du cours d'eau, est indicatrice de l'immersion du milieu durant une partie de l'année. La présence de l'eau ne doit donc pas être limitée aux épisodes de crue.</p> <p>Les berges et le lit peuvent être laissés à une dynamique naturelle ou modifiés par l'Homme. Cependant, les cours d'eau aux berges maçonnées et les fossés régulièrement entretenus accueillent un nombre d'espèces beaucoup plus limité (un substrat naturel rugueux, permettant notamment un ancrage et des abris, est particulièrement important en présence de courant).</p> <p>Les ruisselets et petits cours d'eau peuvent se retrouver entièrement sous le couvert de la végétation forestière, du fait de leur faible largeur.</p> <p>Un cours d'eau présente naturellement des alternances de radiers et de moulles se différenciant notamment par la vitesse d'écoulement et la hauteur d'eau. Tant que l'écoulement de l'eau est visible, ces successions ne sont pas individualisées. Par contre, les portions présentant des eaux stagnantes piégées dans des dépressions du sol sont considérées comme des « Étangs et plans d'eau peu profonds » si l'épaisseur de la colonne d'eau est faible (1 à 3 m en moyenne) ou comme des « Lacs et plans d'eau profonds » si la profondeur est plus importante.</p>
<p>Petit cours d'eau</p>  <p>© P.G.</p>	<p>Cours d'eau de petite taille (largeur 1 à 8 m), situé juste en aval des ruisselets dans le réseau hydrographique. Alimenté par un bassin peu étendu, son débit est faible.</p>	<p>Les rivières se jettent dans d'autres cours d'eau, alors que les fleuves se jettent dans l'océan ou dans la mer. Les fleuves peuvent se terminer par un estuaire (zone soumise au balancement des marées avec un mélange d'eau douce et d'eau marine) ou par un delta (division du fleuve au niveau de l'embouchure en plusieurs chenaux en raison de l'accumulation de sédiments).</p>
<p>Rivière ou fleuve, estuaire ou delta</p>  <p>© P.G.</p>	<p>Cours d'eau de largeur > 8 m, situé en aval des petits cours d'eau. Il peut se subdiviser en un chenal principal et des bras secondaires connectés au chenal principal.</p>	<p>Les ruisselets et petits cours d'eau peuvent se retrouver entièrement sous le couvert de la végétation forestière, du fait de leur faible largeur.</p> <p>Un cours d'eau présente naturellement des alternances de radiers et de moulles se différenciant notamment par la vitesse d'écoulement et la hauteur d'eau. Tant que l'écoulement de l'eau est visible, ces successions ne sont pas individualisées. Par contre, les portions présentant des eaux stagnantes piégées dans des dépressions du sol sont considérées comme des « Étangs et plans d'eau peu profonds » si l'épaisseur de la colonne d'eau est faible (1 à 3 m en moyenne) ou comme des « Lacs et plans d'eau profonds » si la profondeur est plus importante.</p>
<p>Bras mort</p>  <p>© P.G.</p>	<p>Annexe fluviale correspondant à d'anciens chenaux, la plupart du temps déconnectée du lit principal ou des bras secondaires, sauf très ponctuellement en période de crues.</p>	<p>Forte variation saisonnière du volume d'eau et de ses caractéristiques (température...), ce qui influe sur la végétation et la faune présentes.</p>

TYPOLOGIE DES MILIEUX AQUATIQUES

Types de milieux aquatiques	Comment les reconnaître ?	Remarques
Mer ou océan 	Étendue d'eau salée.	La forêt est rarement en contact direct avec l'eau, mais certaines forêts peuvent être très proches des eaux, en particulier sur les pentes littorales abruptes et les côtes rocheuses.
Lac ou plan d'eau profond 	Plan d'eau continental caractérisé par une profondeur et une superficie importantes. (Origine naturelle ou artificielle).	Au-delà d'une quinzaine de mètres de profondeur, la lumière ne pénètre plus les eaux et la température décroît rapidement. Les espèces végétales ne peuvent pas se développer au-delà de cette limite. Un brassage des eaux s'effectue saisonnièrement. Dans le cas des lacs artificiels (gravières, anciennes carrières, réservoirs, retenues d'eau pour l'irrigation, le soutien d'étiage ou l'hydroélectricité...), les berges maçonnées limitent fortement la présence d'espèces. Ces milieux peuvent néanmoins être utilisés pour certaines fonctions (repositoires pour les canards par exemple).
Étang, lagune ou plan d'eau peu profond 	Plan d'eau de faible profondeur (1 à 3 m de profondeur en moyenne), mais dont le fond est parfois soustrait à l'action thermique du soleil. (Origine naturelle ou artificielle).	Selon l'alimentation et les caractéristiques de l'eau, on peut distinguer : > l'étang : plan d'eau douce, continental. Alimenté essentiellement par son bassin pluvial. > la lagune : plan d'eau littoral, séparé de la mer par un cordon littoral ou une dune. On distingue les lagunes d'eau saumâtre (communication temporaire ou permanente avec le milieu marin par un chenal) des lagunes d'eau douce (totalement isolées de la mer, alimentées par les eaux de ruissellement, les cours d'eau ou la nappe phréatique). Les lagunes sont souvent appelées « étangs ». La faible profondeur favorise le développement de la végétation tant aquatique qu'amphibie (capable de vivre également hors de l'eau). Ces milieux sont souvent caractérisés par une forte productivité végétale et animale.
Mare ou autre petit point d'eau 	Étendue d'eau stagnante, de faible superficie (maximum 5000 m ²) et de faible profondeur (jusqu'à 2 m). Toute la colonne d'eau est sous l'action du rayonnement solaire et des plantes peuvent s'enraciner partout sur le fond. (Origine naturelle ou artificielle).	On inclura dans cette catégorie tous les points d'eau de faibles profondeurs et surface, tels les souilles d'ongulés, fosses, réservoirs, abreuvoirs, flaques..., même lorsque la végétation aquatique est absente du fait de leur origine anthropique ou de leur caractère éphémère. L'eau provient des précipitations, du ruissellement ou de résurgences. La mare peut donc être sensible aux variations climatiques et ainsi s'assécher en été, en particulier en zone méditerranéenne. Les ornières peuvent être favorables à certaines espèces ; elles ne sont cependant pas à favoriser car antinomiques avec le respect des sols.
Tourbières 	Zone humide où les conditions écologiques particulières ont permis la formation d'un sol constitué de tourbe (matière organique mal ou non décomposée du fait de la présence permanente d'eau stagnante ou très peu mobile, ce qui crée des conditions asphyxiantes).	Il existe une grande diversité de tourbières. On distingue notamment les tourbières acides des tourbières alcalines (également appelées « bas-marais ») caractérisées par des cortèges végétaux très différents. Les premières sont notamment le domaine des Sphaignes (espèces témoins des périodes climatiques froides passées) et des plantes carnivores, les secondes celui des laïches. Les vastes tourbières peuvent également inclure des plans d'eau et être associées à des cours d'eau. Elles sont également des zones d'alimentation, de repos et de reproduction d'animaux qui recherchent une grande quiétude.
Zone marécageuse 	Zone humide où le sol est constamment gorgé d'eau et souvent recouvert par une couche d'eau stagnante, sans formation de tourbe. Le niveau de l'eau est variable, mais toujours suffisant pour permettre à une végétation hygrophile de subsister.	De surfaces très variables, les zones marécageuses occupent les dépressions et les terrains à faible pente, en particulier dans les régions de marais. Les zones marécageuses sont souvent associées à des sources, des cours d'eau ou encore des plans d'eau.

A.4. MILIEUX ROCHEUX

TYPOLOGIE DES MILIEUX ROCHEUX		
Types de milieux rocheux	Comment les reconnaître ?	Remarques
Falaise ou paroi rocheuse de hauteur supérieure à celle des arbres adultes  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	Paroi rocheuse subverticale de plusieurs dizaines de mètres de hauteur, dépassant toujours la hauteur des arbres adultes.	> Milieu composite du fait de sa grande dimension. > Contrastes thermiques élevés pour les parties non ombragées de la falaise, sécheresse importante du fait de la prise au vent et de l'absence de réservoirs d'eau.
Paroi rocheuse de hauteur inférieure à celle des arbres adultes  <p style="text-align: right; font-size: small;">© L.L.</p>	Paroi rocheuse ou corniche de faible hauteur (inférieure à celle des arbres au stade adulte).	Milieu composite riche en microreliefs variés, caractérisé par des conditions ombragées et fraîches du fait de la présence des arbres (au moins au stade adulte).
Dalle  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	Vaste affleurement rocheux subhorizontal.	L'horizontalité facilite : > le développement d'un lithosol favorable à la végétation ; > la formation de petits réservoirs d'eau temporaires.
Lapiaz ou grande diaclase fraîche  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	Surface de roche carbonatée, régulièrement interrompue par des fissures plus ou moins profondes, creusées par dissolution. Sont également comprises dans ce type les grandes diaclases présentes de manière isolée sur une dalle, correspondant à de profondes fractures de la roche, sur plusieurs mètres.	Milieu composite, constitué d'une unité dalle ou bloc et de fissures dans lesquelles les conditions climatiques et lumineuses sont particulières : fraîcheur, humidité, faible luminosité.
Grotte ou gouffre  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	Seule l'ouverture est visible.	Conditions microclimatiques et de luminosité très spécifiques : > humidité et température constantes ; > lumière décroissante depuis l'ouverture, pouvant devenir très faible à nulle.
Éboulis instable  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	Accumulation de pierres et blocs instables.	Très peu ou pas de matière organique évoluée. Instabilité entretenue par : > la mise en mouvement (par exemple par le passage d'un gros mammifère) ; > l'alimentation avec de nouveaux blocs (issus de la fragmentation d'une falaise par exemple).

TIPOLOGÍA DE MEDIOS ROCOSOS		
Tipos de medios rocosos	¿Cómo reconocerlos?	Observaciones
Acumulación de bloques estables  <p style="text-align: right; font-size: small;">© L.L. © P.G.</p>	<p>Acumulación de piedra y de bloques estabilizados, de origen natural (canchales estables) o antrópico (acumulaciones de piedras, muros de piedra o ruinas).</p>	<p>Presencia, entre los bloques, de materia orgánica evolucionada o de tierra fina, en proporción inferior a los bloques y en ocasiones de baja calidad.</p> <p>En los desprendimientos, el conjunto de las microcavidades intercomunicadas constituye un medio concreto llamado medio subterráneo superficial, donde viven artrópodos muy especializados.</p>
Caos de bloques  <p style="text-align: right; font-size: small;">© N.G.</p>	<p>Acumulación de bloques muy grandes (> 2 m).</p>	<p>Grandes espacios vacíos entre los bloques.</p> <p>Entre los bloques, se suelen crear condiciones húmedas y frías.</p>
Bloques grandes o afloramientos de la roca subyacente que no forman una losa ni un lapiaz  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Son elementos rocosos de tamaño mediano:</p> <ul style="list-style-type: none"> > bloques grandes (de 20 cm a 2 m de altura, cubriendo una superficie importante); > afloramientos de la roca subyacente que no forman una losa ni un lapiaz 	<p>Rocas pequeñas, moderadamente compuestas, pero si están presentes en gran número en el rodal, proporcionan hábitats en una variedad de situaciones, particularmente apreciadas por invertebrados y reptiles.</p>
Banco de cantos rodados  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Acumulación de cantos rodados en el lecho mayor de los cursos de agua (todos los medios rocosos presentes en los lechos menores se integran en los medios acuáticos).</p>	<p>Cantos rodados que pueden ser removilizados por el curso de agua durante las inundaciones.</p> <p>Los bancos de cantos rodados a menudo tienen vegetación parcial, pero en este tipo solo se incluyen los depósitos con vegetación escasa.</p>
Depósito de sedimentos finos, con poca vegetación  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>Estos pueden ser depósitos de sedimentos finos:</p> <ul style="list-style-type: none"> > en el lecho mayor de los cursos de agua (los medios rocosos del lecho menor se integran en los medios acuáticos), depositados durante las grandes crecidas; > en forma de duna en la zona litoral. 	<p>Estos depósitos se vegetan gradualmente y sólo se incluyen en este tipo depósitos con poca vegetación.</p>
Ribera vertical suelta o pared de material suelto, con poca vegetación  <p style="text-align: right; font-size: small;">© P.G.</p>	<p>A diferencia de los muros de roca, estos muros están hechos de materiales sueltos, pero con suficiente cohesión para ser subverticales.</p> <p>Se encuentran:</p> <ul style="list-style-type: none"> > a orillas de cursos de agua, > o sobre materiales sedimentarios fuertemente erosionados. 	<p>Sólo se incluyen en este tipo los depósitos con poca vegetación.</p> <p>Estas paredes son lo suficientemente sueltas para permitir la excavación de aves (Avión zapador [<i>Riparia riparia</i>], Martín pescador común [<i>Alcedo atthis</i>], etc.), insectos, etc.</p>

Tipologías de medios rocosos y de medios acuáticos según "Emberger C., Larrieu, L., Rotiel S., Gonin, P.: 2023. *Diez factores claves para la diversidad de especies en el bosque. Entender el Índice de Biodiversidad Potencial (IBP)*. 2ª edición. París: CNPF-IDF, 2023, 62 p."

Fotos: L.L.: Laurent Larrieu; N.G.: Nicolas Gouix; P.G.: Pierre Gonin

A.5. INVENTAIRE DE TERRAIN CONJOINT

FICHE DE PEUPEMENT

Remplir une fiche pour chaque peuplement et autant de fiches de placette que de placettes échantillonnées. | La fiche de peuplement est utilisée pour enregistrer les données d'identification, l'échantillonnage, les indicateurs et facteurs à l'échelle du peuplement, les informations supplémentaires, ainsi que les données calculées des indicateurs de maturité et des facteurs IBP observés à l'échelle de la placette, leurs données agrégées à l'échelle du peuplement et leur valeur pour l'évaluation. | Une reconnaissance préalable du peuplement est essentielle afin de collecter des données le concernant et de localiser les emplacements possibles pour l'étude des placettes.

PEUPEMENT | Travail/projet : travail ou projet dans lequel l'échantillonnage est inclus. | Données restreintes : Les données sont-elles sensibles pour la publication ? | Nom : nom du peuplement. | Communauté autonome : communauté autonome dans laquelle se trouve le peuplement. | Province : province dans laquelle se trouve le peuplement. Commune : commune sur le territoire de laquelle se trouve le peuplement. | Propriété foncière : propriété publique ou privée. | Propriétaire : en cas de propriété publique, indiquer le propriétaire. | Superficie : superficie du peuplement, en hectares, déterminée par cartographie ou SIG.

Travail/projet		<input type="checkbox"/> Données restreintes	
Nom		Région	
Département		Commune	
Propriété foncière	<input type="checkbox"/> Publique <input type="checkbox"/> Privée	Propriétaire	Superficie ha

ÉCHANTILLONNAGE | Date : date de l'échantillonnage. | Équipe : nom des personnes chargées de l'échantillonnage (ou au moins de la personne responsable de l'équipe de terrain ou de l'entreprise recrutée).

Date ____ / ____ / ____ | Équipe _____

HABITAT | CORINE/LPEHT : code et nom de l'habitat forestier le plus représentatif du peuplement en fonction des espèces dominantes (voir liste). | Intérêt communautaire : code et nom de l'habitat forestier d'intérêt communautaire (HIC), selon la directive Habitats, le plus représentatif du peuplement (voir liste). | Région biogéographique : région dans laquelle se trouve le peuplement, conformément à la directive Habitats. | Spp arb. principales : pour les deux principales essences autochtones qui forment la canopée du peuplement. => Sp pp/sec : code (voir liste) et/ou nom des essences principales et secondaire respectivement. | FC : fermeture du couvert (en %). | Ho : hauteur dominante, en mètres, soit la moyenne des hauteurs dominantes de l'espèce sur chaque placette, pondérée par la surface terrière correspondante.

CORINE/LPEHT code/nom 4 ____ . ____ ____

Intérêt communautaire code/nom 9 ____ ____

Région biogéographique : Alpes Atlantique Méditerranée Macaronésie

Spp arb. principales : Sp pp code/nom _____ FC % _____ Ho m _____ | Sp sec code/nom _____ FC % _____ Ho m _____

ESSENCES AUTOCHTONES **RB** **IBP**

Essences : code et/ou nom des essences forestières à tous les stades de développement et représentation de la population, de H > 0,5 m, en mettant l'accent sur celles qui se trouvent entre les placettes.

Essences code/nom : _____

PHASES SYLVIGÉNÉTIQUES **RB**

Phase : phases du cycle sylvigénétique présentes dans le peuplement à condition que la surface occupée soit d'au moins 200 m² (8 m de rayon), à l'exception de la phase de régénération qui peut être de 100 m² (6 m de rayon). Dans les phases de clairières et de régénération, indiquer dans la case correspondante si l'origine de la trouée est naturelle, due à la chute d'arbres (morts ou non) à la suite de l'abattage et/ou de l'exploitation des arbres.

Phase						
	Trouée : <input type="checkbox"/> Naturelle <input type="checkbox"/> Coupe	Régénération : <input type="checkbox"/> Naturelle <input type="checkbox"/> Coupe	<input type="checkbox"/> Occupation	<input type="checkbox"/> Exclusion	<input type="checkbox"/> Maturation	<input type="checkbox"/> Senescence

<p>Milieux aquatiques IBP</p> <p>Éléments caractéristiques des milieux aquatiques naturels ou artificiels caractéristiques, permanents ou non (voir annexe).</p> <p><input type="checkbox"/> Sources ou suintements</p> <p><input type="checkbox"/> Ruisseau, fossé humide non entretenu ou petit canal (largeur < 1 m)</p> <p><input type="checkbox"/> Petit cours d'eau (largeur de 1 à 8 m)</p> <p><input type="checkbox"/> Rivière ou fleuve, estuaire ou delta (largeur > 8 m)</p> <p><input type="checkbox"/> Bras mort</p> <p><input type="checkbox"/> Lac ou plan d'eau profond</p> <p><input type="checkbox"/> Étang, lagune</p> <p><input type="checkbox"/> Étang ou plan d'eau peu profond</p> <p><input type="checkbox"/> Mare ou autre petit point d'eau</p> <p><input type="checkbox"/> Tourbières</p> <p><input type="checkbox"/> Zone marécageuse</p> <p><input type="checkbox"/> Mer</p>	<p>Milieux rocheux IBP</p> <p>Éléments caractéristiques des milieux rocheux (voir annexe).</p> <p><input type="checkbox"/> Falaise ou paroi rocheuse de hauteur supérieure à celle des arbres adultes</p> <p><input type="checkbox"/> Paroi rocheuse de hauteur inférieure à celle des arbres adultes</p> <p><input type="checkbox"/> Dalle</p> <p><input type="checkbox"/> Lapiatz ou grande diaclase fraîche</p> <p><input type="checkbox"/> Grotte ou gouffre</p> <p><input type="checkbox"/> Amoncellement de blocs stables (éboulis stable, tas de pierre, ruine, murette > 20m)</p> <p><input type="checkbox"/> Affleurements de bancs de galets (hors lit mineur)</p> <p><input type="checkbox"/> Éboulis instables</p> <p><input type="checkbox"/> Chaos de blocs > 2 m</p> <p><input type="checkbox"/> Gros blocs (> 20 cm) ou affleurements autres que dalle ou lapiatz</p> <p><input type="checkbox"/> Dépôt de sédiments fins, peu végétalisé (dépôt alluvial hors lit mineur, dune)</p> <p><input type="checkbox"/> Berge verticale meuble ou paroi de matériau meuble, peu végétalisée</p>
---	---

CONTINUITÉ TEMPORELLE DE LA FORÊT **IBP** **RB**

Ortho de 1956-57 : proportion de peuplement déboisé sur les ortho-images de 1956-57. | Ortho de 1945 : proportion de peuplement déboisé sur les ortho-images de 1945. | Discontinuité forestière : dans quelle mesure peut-on observer, sur le terrain, les traces des activités agricoles d'avant 1945 ? | Continuité forestière : preuves de continuité forestière sur un terrain qui, en 1945, est déboisé. | Perturbation par reboisement : preuves d'activités de terrassement en vue du reboisement de l'ensemble de la zone. | Documents historiques : examen des documents indiquant l'âge de la forêt.

Ortho de 1956-57, % de couverture arborée : 91-100 % 76-90 % 51-75 % 26-50 % 11-25 % 0-10 %

Ortho de 1945 : 100 % déboisé partie du peuplement déboisé couverture arborée avant 1945

Discontinuité forestière (murets, terrasses) : Totale Localisée Sans terrasses

INFOS COMPLÉMENTAIRES **IBP** **RB**
 Autres espèces de flore secondaire : sélection de la flore la plus pertinente, car elle est indicative et définit l'habitat. | Habitats d'intérêt communautaire : autres HIC identifiés dans le peuplement, boisés ou non. | Autres informations pertinentes : informations complémentaires pour l'évaluation, par exemple si le bois mort ou les dendromicrohabitats sont principalement sur la même espèce, s'il y a des îlots de vieillissement, s'il y a des taillis de composition différente, etc.) et/ou toute autre information du peuplement pertinente pour l'évaluation : faune, position orographique, géologie, hydrographie, lithologie et édaphologie, histoire... | Documents : la fiche peut être complétée par des cartes, photos ou documents contenant des informations sur le peuplement.

Autres espèces secondaires de la flore :

Habitats d'intérêt communautaire :

Autres informations pertinentes :

Documents :

INDICATEURS ET FACTEURS | ● Pour chaque placette => Données de terrain de l'indicateur **RB**, du facteur **IBP** ou de la variable (rayon et surface) correspondant. | Pour le peuplement => ● Données : des données agrégées pour chaque indicateur, valeur ou variable du peuplement. | ● Valeur : valeur associée aux données en fonction des seuils de classification dans chaque cas.

		● Placette ►	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Peuplement ▼	
													● Donnée	● Valeur
Rayon de la placette m														
Superficie de la placette ha														
INDICATEURS DE MATURITÉ	RB Essences forestières n espèces													
	Surface terrière m ² /ha													
	Volume de bois sur pied m ³ /ha													
	Strates arborescentes n strates													
	Classes de diamètre n cd													
	Arbres exceptionnels (DBH ≥ De) arbres/ha													
	Bois mort sur pied m ³ /ha													
	Bois mort au sol m ³ /ha													
	Bois mort total m ³ /ha													
	Proportion de bois mort %													
	Dendromicrohabitats n types													
	Phases sylvigénétiques valeur													
Continuité temporelle de l'état boisé valeur														
FACTEURS DE PEUPELEMENT	IBP A : Essences autochtones n genres													
	B : Structure verticale de la végétation n strates													
	C : Bois mort sur pied de grande dimension pièces/ha	GBM												
		BMM												
	D : Bois mort au sol de grande dimension pièces/ha	GBM												
		BMM												
	E : Très gros bois vivant arbres/ha	TGB												
GB														
F : Arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats arb./ha														
G : Milieux ouverts florifères % de la surface														
F. CONTEXTE	H : Continuité temporelle de l'état boisé âge de la forêt													
	I : Milieux aquatiques nombre de types													
	J : Milieux rocheux nombre de types													

ZONE D'ÉCHANTILLONNAGE, NOMBRE ET TAILLE DES PLACETTES

La superficie échantillonnée doit représenter entre 15 et 50 % de la colle du peuplement et mesurer au moins un hectare ☉. Il est fortement recommandé d'effectuer l'échantillonnage avec des placettes circulaires car c'est ainsi que le protocole est proposé. Il est nécessaire d'étudier autant de placettes que possible, quel que soit leur rayon, mais il faut que l'ensemble de la zone échantillonnée réponde aux exigences requises ☉. L'échantillonnage de placettes plus grandes ne convient qu'aux très petits peuplements, avec peu de pente et/ou un sous-bois peu abondant. Dans tous les cas, le rayon minimum est de 17,8 m.

☉ Superficie d'échantillonnage par	Peuplement (ha)	<7	7-12	13-18	19-24	25-30	31-36	37-42	43-48	☉ Nombre de placettes nécessaires pour	Nombre (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Echantillonnage	1	2	3	4	5	6	7	8	Rayon (m)	56.4	39.9	32.6	28.2	25.2	23.0	21.3	19.9	18.8	17.8	

A.6. LISTE DES HABITATS CORINE/LPEHT

Liste d'habitats adaptée à partir de la [Liste standard espagnole des habitats terrestres](#). Il est indiqué que les formations sont principalement

de type méditerranéen (MED). Cela inclut leurs variantes mixtes avec d'autres espèces et reboisements.

CODE	NOM	MED
41	Forêts à feuilles caduques	
41.1	Hêtraies (forêts à dominante de <i>Fagus sylvatica</i>)	
41.3	Frênaies de <i>Fraxinus excelsior</i>	
41.5&1	Chênaies acidiphiles de <i>Quercus petraea</i>	
41.5&2	Chênaies acidiphiles de <i>Quercus robur</i>	
41.6	Forêts de <i>Quercus pyrenaica</i>	X
41.7&1	Chênaies de <i>Quercus humilis</i> (ou hybrides)	X
41.7&2	Forêts de <i>Quercus faginea</i> s.l.	X
41.7&3	Forêts de <i>Quercus canariensis</i>	X
41.83	Érabières (<i>Acer spp.</i>)	X
41.84	Forêts (més-) supraméditerranéennes avec abondance de tilleuls (<i>Tilia platyphyllos</i>)	
41.85	Boqueteaux de micocouliers (<i>Celtis australis</i>)	
41.86	Forêts non riveraines de <i>Fraxinus angustifolia</i> ou <i>F. ornus</i> , parfois avec des chênes ou des chênes verts	X
41.9	Châtaigneraies (forêts à dominante de <i>Castanea sativa</i>)	X
41.A	Formations de <i>Carpinus betulus</i>	
41.B	Forêts de bouleaux (non riverains et non marécageux)	
41.D	Forêts à dominante de trembles (<i>Populus tremula</i>)	
41.E	Formations de sorbiers des oiseaux (<i>Sorbus aucuparia</i>)	
42	Forêts de conifères	
42.&1	Sapinières de <i>Abies alba</i>	
42.19	Forêts de sapins d'Espagne (sapinières de <i>Abies pinsapo</i>)	
42.4	Pinèdes de pins noirs (<i>Pinus uncinata</i>)	
42.5	Pinèdes de pins sylvestres (<i>Pinus sylvestris</i>)	
42.6	Pinèdes de <i>Pinus nigra</i> s.l.	X
42.8&1	Pinèdes de <i>Pinus pinaster</i>	X
42.83	Pinèdes de pins pignons (<i>Pinus pinea</i>), naturelles ou semi-naturelles	X
42.84	Pinèdes de pins d'Alep (<i>Pinus halepensis</i>)	X
42.9	Pinèdes de <i>Pinus canariensis</i> des îles Canaries	
42.A2	Forêts de genévriers thurifères <i>Juniperus thurifera</i>)	
42.A6	Forêts de cyprès de l'Atlas (<i>Tetraclinis articulata</i>)	
42.A7	Forêts d'Ifs (forêts à dominante de <i>Taxus baccata</i>)	

42.A81	Forêts canariennes de <i>Juniperus cedrus</i>	
42.A9	Bois de Genévriers oxycèdres (forêts à dominante de <i>Juniperus oxycedrus</i> s.l.)	
42.AA	Bois de Genévriers de Phénicie (formations exceptionnelles de <i>Juniperus phoenicea</i> à port érigé)	
44	Forêts et autres formations boisées riveraines ou sur sols très humides	
44.1	Aulnaies	X
44.&1	Peupleraies	X
44.&3	Formations riveraines de saules (<i>Salix spp.</i>) sur berges des cours d'eau	X
44.35	Peupleraies de <i>Populus nigra</i> naturelles du nord de la péninsule ibérique	
44.62	Forêts d'Ormes riveraines méditerranéennes de <i>Ulmus minor</i>	X
44.63	Frênaies riveraines méditerranéennes de <i>Fraxinus angustifolia</i>	X
44.813	Formations riveraines à dominante de <i>Tamarix spp.</i>	X
45	Forêts sclérophylles non résineuses	
45.11	Forêts d'oliviers sauvages (<i>Olea europaea subsp. sylvestris</i>)	
45.12	Forêts de caroubiers (<i>Ceratonia siliqua</i>)	X
45.2	Suberaies (forêts de <i>Quercus suber</i>)	X
45.3	Forêts de chênes verts (<i>Quercus ilex</i> ou <i>Q. rotundifolia</i>)	X
45.6	Laurisylves de Macaronésie	
45.7	Palmeraies arborescentes	
45.8	Forêts de houx (<i>Ilex aquifolium</i>)	

A.7. LISTE DES ESSENCES AUTOCHTONES

Code et nom

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

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

A.8. LISTE DE CODES DES HABITATS D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE (HIC) ET DES HABITATS PRIORITAIRES (HICP)

La directive «Habitats» définit comme types d'habitats naturels d'intérêt communautaire les zones naturelles et semi-naturelles, terrestres ou aquatiques, situées sur le territoire européen des États membres de l'UE et qui : a) sont menacées d'extinction dans leur aire de répartition naturelle ou ; b) présentent une aire de réparti-

tion naturelle réduite en raison de leur régression ou parce qu'elles sont intrinsèquement limitées ou ; c) sont des exemples représentatifs d'une ou de plusieurs régions biogéographiques de l'Union européenne. Parmi ceux-ci, les types d'habitats naturels prioritaires sont les habitats qui sont menacés de disparition sur le territoire de l'Union européenne et dont la conservation relève de la responsabilité particulière de l'UE. Dans la liste, ceux-ci sont indiqués par un * après le code habitat.

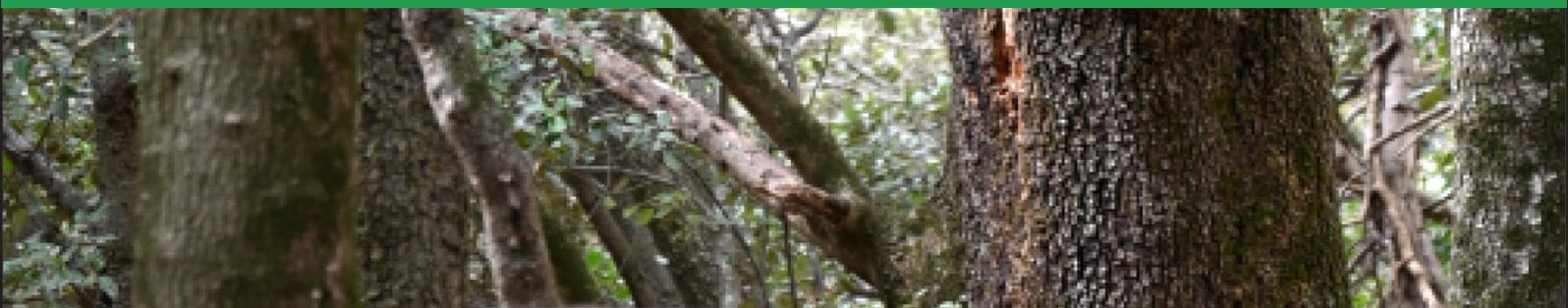
CODE	NOM
9120	Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à Ilex et parfois à Taxus (<i>Quercion robori-petraeae</i> ou <i>Ilici-Fagenion</i>)
9130	Hêtraies de l' <i>Asperulo-Fagetum</i>
9140	Hêtraies subalpines médio-européennes à Acer et <i>Rumex arifolius</i>
9150	Hêtraies calcicoles médio-européennes du <i>Cephalanthero-Fagion</i>
9160	Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes du <i>Carpinion betuli</i>
9180*	Forêts de pentes, éboulis ou ravins du <i>Tilio-Acerion</i>
91B0	Frênaies thermophiles à <i>Fraxinus angustifolia</i>
91D0*	Tourbières boisées
91E0*	Forêts alluviales à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)
9230	Chênaies galicio-portugaises à <i>Quercus robur</i> et <i>Quercus pyrenaica</i>
9240	Chênaies ibériques à <i>Quercus faginea</i> et <i>Quercus canariensis</i>
9260	Forêts de <i>Castanea sativa</i>
92A0	Forêts-galeries à <i>Salix alba</i> et <i>Populus alba</i>
92B0	Forêts-galeries de rivières intermittentes méditerranéennes à <i>Rhododendron ponticum</i> , <i>Salix</i> et autres

92D0	Galeries et fourrés riverains méridionaux (<i>Nerio-Tamaricetea et Securinegion tinctoriae</i>)
9320	Forêts à <i>Olea</i> et <i>Ceratonia</i>
9330	Forêts à <i>Quercus suber</i>
9340	Forêts à <i>Quercus ilex</i> et <i>Quercus rotundifolia</i>
9360*	Laurisylves macaronésiennes (<i>Laurus, Ocotea</i>)
9370*	Palmeraies à <i>Phoenix</i>
9380	Forêts à <i>Ilex aquifolium</i>
9430	Forêts montagnardes et subalpines à <i>Pinus uncinata</i> (* si sur substrat gypseux ou calcaire)
9430*	Forêts montagnardes et subalpines à <i>Pinus uncinata</i> (* si sur substrat gypseux ou calcaire)
9520	Forêts à <i>Abies pinsapo</i>
9530*	Pinèdes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques
9540	Pinèdes méditerranéennes de pins mésogéens endémiques
9550	Pinèdes endémiques canariennes
9560*	Forêts endémiques à <i>Juniperus</i> spp.
9570*	Forêts à <i>Tetraclinis articulata</i>
9580*	Bois méditerranéens à <i>Taxus baccata</i>



Ce guide ha été réalisé dans le cadre du projet LIFE BIORGEST
(Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean forest.
incentives & Management Tools)
LIFE 17 NAT/ES/000568

lifebiorgest.eu



Partenaires du projet



CTFC



Generalitat de Catalunya
Departament d'Agricultura,
Ramaderia, Pesca i Alimentació



Centre de la Propietat
Forestal



Collaboration et financement



Diputació de Girona



Generalitat
de Catalunya