

Dynamique de colonisation des accrus ligneux suite à une perturbation

Soisick Figueres, Christine Deleuze, Olivier Gleizes

Avril 2025

Sommaire

Remerciements	2
Citation de ce rapport	2
Introduction	3
1 Matériel et méthode	4
1.1 Synthèse bibliographique	4
1.2 Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête	4
2 Résultats	10
2.1 Synthèse bibliographique	10
2.2 Estimation quantitative de l'accroissement moyen après une perturbation	13
3 Discussion	20
Conclusion	22
Annexes	23
Annexe 1 : Distribution des circonférences à 1.30 m par essence (données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés, jeu complet).	23
Annexe 2 : Distribution des hauteurs par essence (données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés, jeu complet).	24
Annexe 3 : Test de différentes méthodes de détection des valeurs aberrantes.	25
Annexe 4 : Résultats des régressions $C130 = f(H)$	28
Bibliographie	31

Remerciements

Ce travail a été initié dans le cadre de la révision des méthodes “Boisement” et “Reconstitution de peuplements forestier dégradés”, agréées pour le Label Bas-Carbone. Nous tenons à remercier les responsables de l’Observatoire des peuplements dévastés et mités Eric Lacombe et Vincent Boulanger pour avoir partagé les données des campagnes de mesure ainsi que Lisa Laurent pour avoir apporté son appui à la compréhension du protocole. Nous remercions également Patrick Vallet, sollicité pour adapter le modèle EMERGE dans le contexte de cette étude.

Citation de ce rapport

Figueres S., Deleuze C., Gleizes O., Mars 2025. Dynamique de colonisation des accrus ligneux suite à une perturbation. Centre National de la Propriété Forestière.

Introduction

Le Label Bas Carbone est le premier cadre de certification volontaire de l'État en France qui valorise les projets visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre ou à séquestrer du carbone. Le développement de ces projets est encadré par des méthodes qui définissent les critères d'éligibilité et la mise en place des projets. Cette étude est menée dans le cadre de la révision des méthodes forestières agréées pour le Label Bas Carbone (méthodes *Boisement* et *Reconstitution de peuplements dégradés*).

Le volume de crédits carbone que peut générer un projet se calcule comme la différence entre la séquestration de carbone ou la réduction d'émissions de GES engendrée par le projet, et le niveau de séquestration de carbone ou d'émissions de GES d'une situation de référence (*i.e.* sans projet). Il est donc essentiel que les hypothèses de séquestration de carbone dans le scénario de projet et dans le scénario de référence soient crédibles, afin de minimiser les effets d'aubaine.

Les méthodes forestières citées plus haut proposent d'utiliser des scénarios de référence génériques : sans la finance carbone, le propriétaire aurait poursuivi l'activité agricole (culture, prairie, etc.) ou alors il aurait abandonné la pratique (sylvicole ou agricole) et les parcelles auraient été progressivement colonisées par des accrus ligneux. Les facteurs de séquestration de carbone y sont fixés par défaut. Le tableau suivant résume les hypothèses de croissance utilisées dans le scénario de colonisation lente par des accrus ligneux, dans la version 2 des méthodes citées précédemment. Ces hypothèses ont été jugées peu réalistes car trop faibles en termes d'accroissement par le Groupe Scientifique et Technique du Label bas-carbone (Augusto et al., 2024a, 2024b), qui a pour rôle de conseiller la direction générale de l'énergie et du climat sur les projets de méthodes, l'évaluation des méthodes existantes, et le fonctionnement général du label Bas-Carbone au regard de ses objectifs et de ceux de la stratégie nationale Bas-Carbone (énergétique, 2022).

Tableau 1: Hypothèses d'accroissement en volume bois fort tige aérien utilisées dans les V2 des méthodes forestières

Méthode	Scénario de référence	Accroissements	
		National	Méditerranée
Boisement	Poursuite de la culture agricole	-	-
	Colonisation lente par des accrus	1 m ³ /ha/an (soit en volume total 1.56 m ³ /ha/an pour les feuillus et 1.3 m ³ /ha/an pour les résineux)	0.5 m ³ /ha/an (soit en volume total 0.78 m ³ /ha/an pour les feuillus et 0.65 m ³ /ha/an pour les résineux)
Reconstitution de peuplements dégradés	Colonisation lente par des accrus	1 m ³ /ha/an (soit en volume total 1.56 m ³ /ha/an pour les feuillus et 1.3 m ³ /ha/an pour les résineux)	0.5 m ³ /ha/an (soit en volume total 0.78 m ³ /ha/an pour les feuillus et 0.65 m ³ /ha/an pour les résineux)

Cette étude propose dans un premier temps de comparer les valeurs d'accroissement utilisées dans le cadre du Label bas-carbone aux résultats publiés dans la littérature. Une analyse quantitative complétera cette synthèse bibliographique, en s'appuyant sur les inventaires de l'*Observatoire des peuplements dévastés et mités* (Laurent et al., 2021a).

1 Matériel et méthode

1.1 Synthèse bibliographique

Nous avons souhaité dans un premier temps dresser un panorama des travaux réalisés sur la dynamique de colonisation spontanée d'un milieu par des accrus ligneux, suite à une perturbation d'origine naturelle (tempête, incendie, crise sanitaire, etc.) ou à un changement d'utilisation des terres (abandon des pratiques agricoles, etc.). L'aire géographique initialement définie se limitait aux forêts en climat tempéré, en Europe afin que les résultats obtenus soient cohérents avec le contexte climatique et forestier observé en France métropolitaine. Toutefois, compte tenu du peu de résultats publiés, l'aire géographique est étendue à toutes les forêts en climat tempéré.

Cette synthèse s'intéresse particulièrement aux travaux ayant *quantifié* l'accroissement des accrus ligneux en volume, en biomasse ou en carbone dans la partie aérienne (tronc, branches, feuillage). On distinguera les travaux concernant la colonisation post-perturbation d'origine naturelle, et la colonisation suite à un changement d'utilisation des terres. Un volet concernant la reconstitution de l'état boisé a également été ajouté.

Plusieurs combinaisons de mots clé ont été testées dans Google Scholar © afin d'identifier les travaux d'intérêt pour cette synthèse :

Cas de la colonisation post-perturbation	Cas de la colonisation suite à un changement d'utilisation des terres
<ul style="list-style-type: none"> • Europe / temperate forest / temperate climate • Post disturbance / disturbance / damage • Fire / wildfire • Windthrow / storm • Forest recovery / natural succession / natural recovery / recovery / carbon stock recovery / aboveground biomass recovery regrowth • Natural regeneration failure / natural succession failure • Biomass increment / stem volume increment / tree growth / carbon sink 	<ul style="list-style-type: none"> • Europe / temperate forest / temperate climate • Woody encroachment / forest colonization / natural succession • Abandoned lands / agricultural lands • Biomass increment / stem volume increment / tree growth

1.2 Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête

1.2.1 Sites d'étude et description des données

L'*Observatoire des peuplements dévastés et mités* a été mis en place après les ouragans Lothar et Martin qui ont touché la France métropolitaine en décembre 1999, afin de caractériser les dynamiques de reconstitution spontanée. Les protocoles d'installation et de suivi sont décrits dans deux articles parus en 2021 (Laurent et al., 2021a, 2021b). Ce jeu de données est particulièrement indiqué dans le cadre de cette étude pour plusieurs raisons :

- Le protocole de l'Observatoire consiste à délimiter des zones dans lesquelles aucune intervention sylvicole n'est pratiquée pour favoriser la reconstitution de l'état boisé, afin d'étudier les dynamiques naturelles de reconstitution pendant une durée indéterminée. L'Observatoire ne s'intéresse pas à la croissance d'une régénération naturelle classique pour laquelle des choix sylvicoles permettent généralement de préparer le terrain : coupe sur régénération acquise, coupe maîtrisée et dégâts limités, entretiens, etc. Le protocole appliqué se rapproche donc énormément du scénario de référence de colonisation par des accrus utilisé dans les méthodes forestières du Label bas-carbone.
- Les placettes expérimentales sont pour la plupart situées dans le quart Nord-Est de la France, en conditions non-limitantes sur des stations relativement fertiles. On peut donc supposer que les accroissements calculés ne seront pas sous-estimés, ce qui contribue à rendre le scénario de référence plus conservateur. Toutefois, la région Grand-Est fait face à un fort déséquilibre sylvo-cynégétique qui peut limiter la dynamique de régénération (Grand-Est, 2024).
- Les dernières mesures disponibles ont lieu 19 ans après la perturbation, ce qui approche les 30 années de durée réglementaire d'un projet LBC sur lesquelles sont estimés les gains carbone.

L'observatoire suit deux types de peuplements :

- Les peuplements dits "mités", où l'on observe des trouées dont la surface est comprise entre 85 m² et 1ha, et dont la surface sinistrée varie entre 10% et 50%
- Les peuplements dits "dévastés", où l'on observe des trouées dont la surface est supérieure à 2ha, et dont 90% du volume sur pied a été touché

Les placettes ont déjà fait l'objet de deux campagnes d'inventaire, entre 2002 et 2005 puis entre 2018 et 2019. Ce sont les données issues de cette dernière campagne qui sont utilisées dans cette analyse, car les mesures de circonférence et de hauteur de la régénération naturelle n'ont pu être réalisées que pour celle-ci (les semis étaient trop petits lors de l'établissement de l'observatoire). On se limitera ici aux peuplements dits "dévastés". En effet, pour être éligible au Label Bas-Carbone, un projet de reconstitution post-tempête doit avoir une surface supérieure à 0.5ha et au moins 40% des tiges doivent avoir été affectées. Ces critères rendent les mesures réalisées sur les peuplements "mités" moins pertinentes pour cette étude.

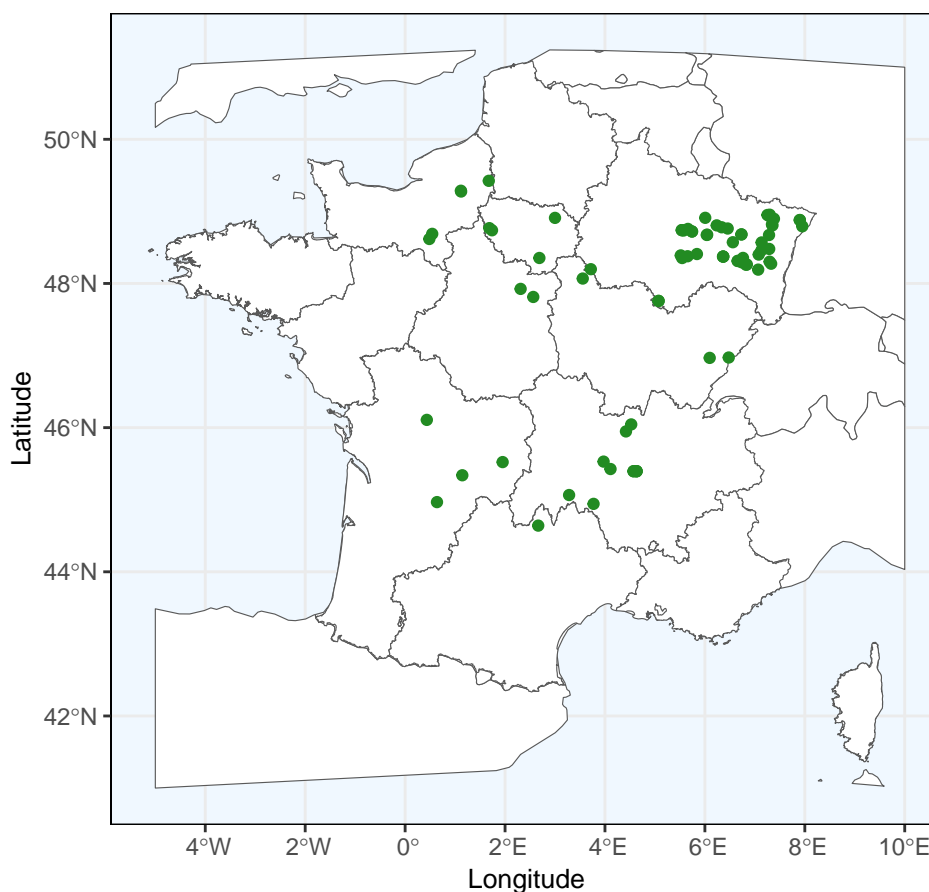


Figure 1: Localisation des peuplements recensés par l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés

L'échantillon est composé de 117 trouées, sur lesquelles ont été installées 1 à 9 placettes d'un rayon de 10m, et au sein de chaque placette, un à quatre placeaux de 2m de rayon. Les mesures de diamètre/circonférence et de hauteur sont réalisées au sein des placeaux. Ces trouées sont en majorité situées dans la région Grand Est, et de façon plus dispersée en Ile-de-France, Nouvelle Aquitaine, Auvergne-Rhône-Alpes et Normandie.

Les placeaux sont majoritairement composés d'essences feuillues (80%), parmi lesquelles le hêtre commun (*Fagus*

sylvatica) est le plus largement représenté, suivi de loin par le charme (*Carpinus betulus*) et le bouleau (*Betula pendula*). Ce déséquilibre a été relevé dans les travaux de Laurent et al. (2021), l'attribuant notamment à un changement d'essence principale qui a souvent été observé dans les placeaux à antécédent résineux.

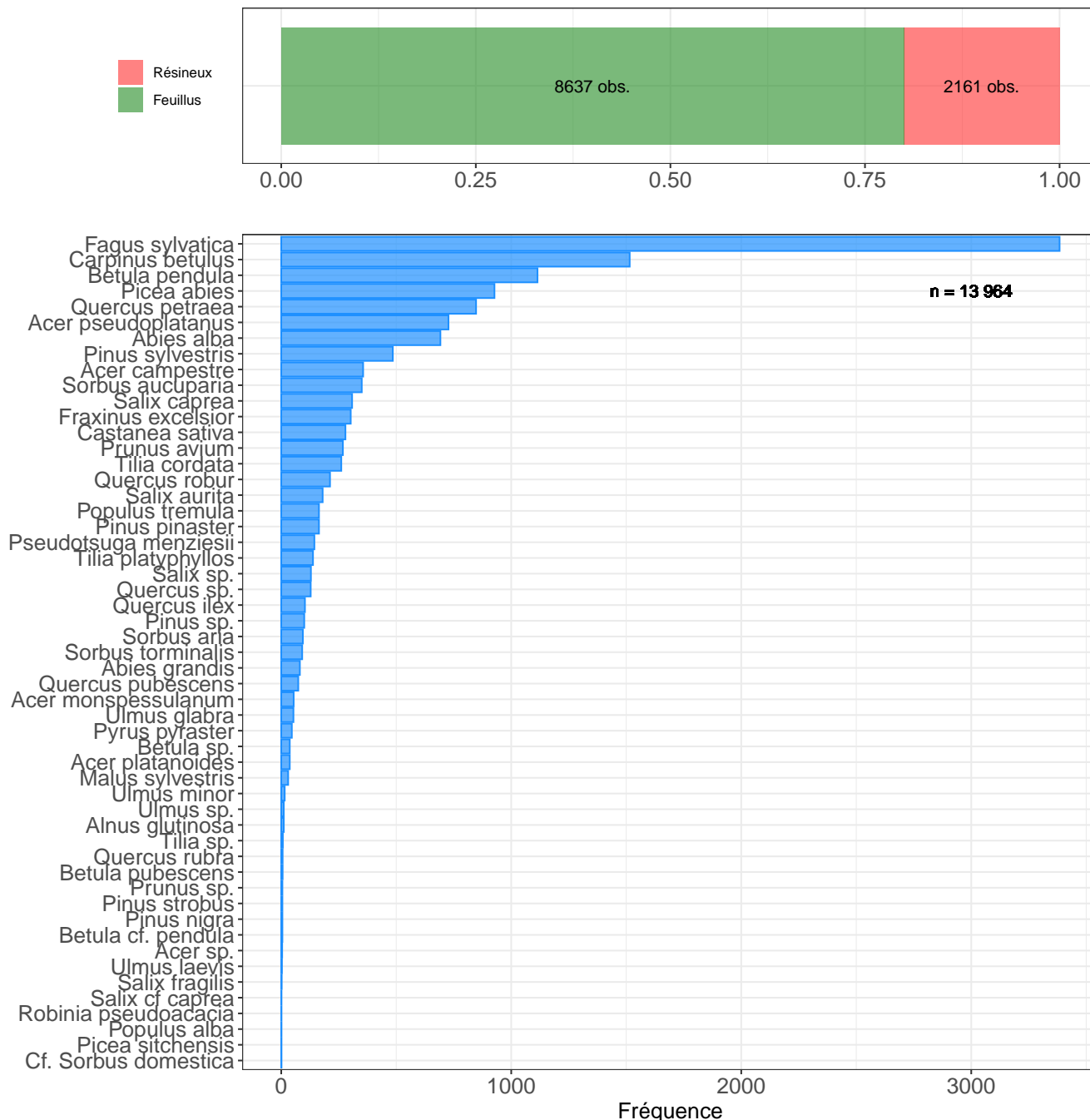


Figure 2: Caractérisation des essences inventoriées.

Une première analyse du jeu de données brut a montré qu'une étape de filtrage des données aberrantes et de complétion des données manquantes était nécessaire. En effet, la distribution des circonférences montre une asymétrie à droite, avec un certain nombre de valeurs extrêmes très élevées par rapport au reste de l'échantillon. Elles peuvent notamment être attribuées à des survivants de la tempête toujours sur pied. Ces valeurs peuvent avoir

un impact significatif sur les statistiques descriptives, comme la moyenne, et risquent de biaiser les résultats. D'autre part, la base de données issue de la campagne de mesure 2018-2019 référence 13 968 arbres, dont seuls 10 839 disposent d'une mesure de diamètre ou de circonférence. Les mesures de hauteurs individuelles sont également très incomplètes (3 311 hauteurs mesurées, soit moins d'un quart). La figure suivante illustre la distribution des circonférences et des hauteurs pour l'ensemble du jeu de données, mais la distribution des données par essence est disponible en annexe. L'hétérogénéité de distribution des circonférences est d'autant plus marquée lorsque l'on regarde les résultats par essence, en particulier pour les valeurs extrêmes.

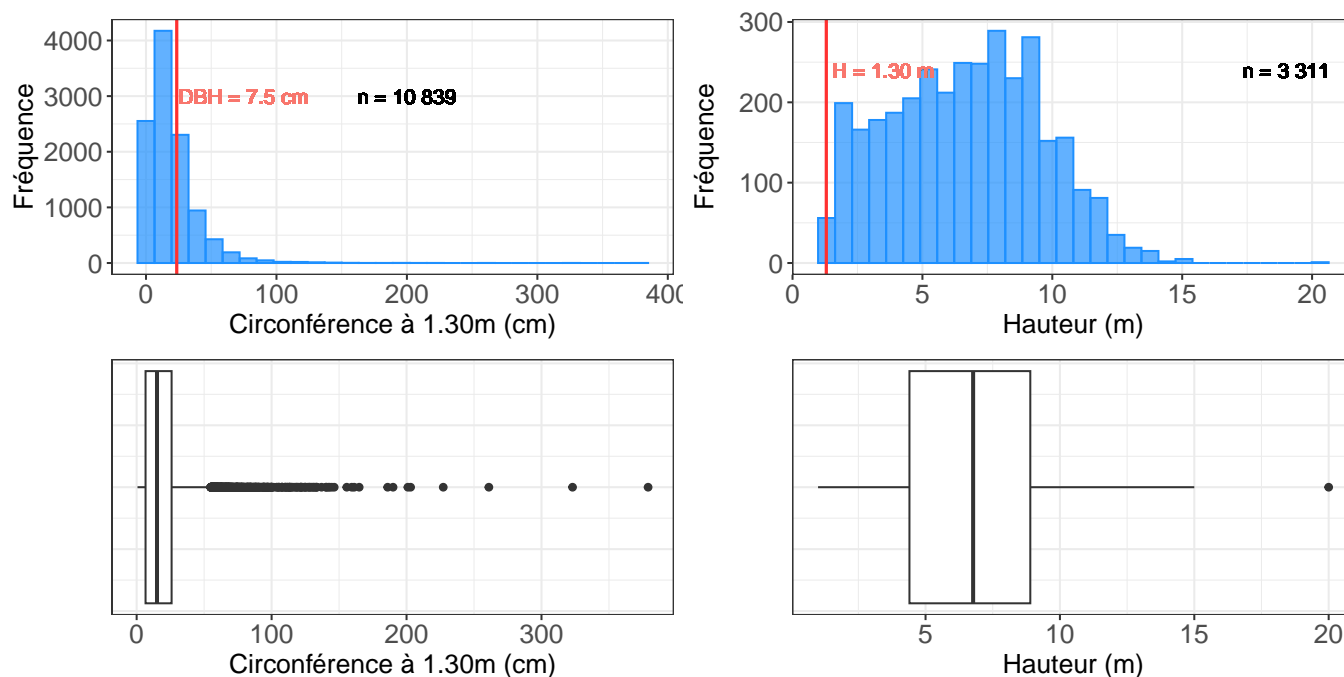


Figure 3: Description des données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés (jeu de données original)

1.2.2 Calcul des hauteurs manquantes

Etant donné que l'on souhaite estimer le volume total sur pied de chaque placette expérimentale, il est impératif de reconstituer les hauteurs manquantes dans le jeu de données original afin de tenir compte de tous les individus inventoriés et de ne pas sous-estimer ce volume. Pour cela, une régression non linéaire est appliquée au jeu de données original.

Afin de limiter les biais sur les relations circonférence-hauteur obtenues, il faut identifier les potentielles valeurs aberrantes. Plusieurs méthodes ont été testées afin d'identifier ces valeurs par essence, dont la méthode de la distance interquartile et la méthode MCD (*Minimum Covariance Determinant*). C'est cette dernière qui a été retenue, car elle permet une analyse bivariée entre les circonférences et les hauteurs par essence. La comparaison des différentes méthodes testées est disponible en annexe, pour toutes les essences traitées.

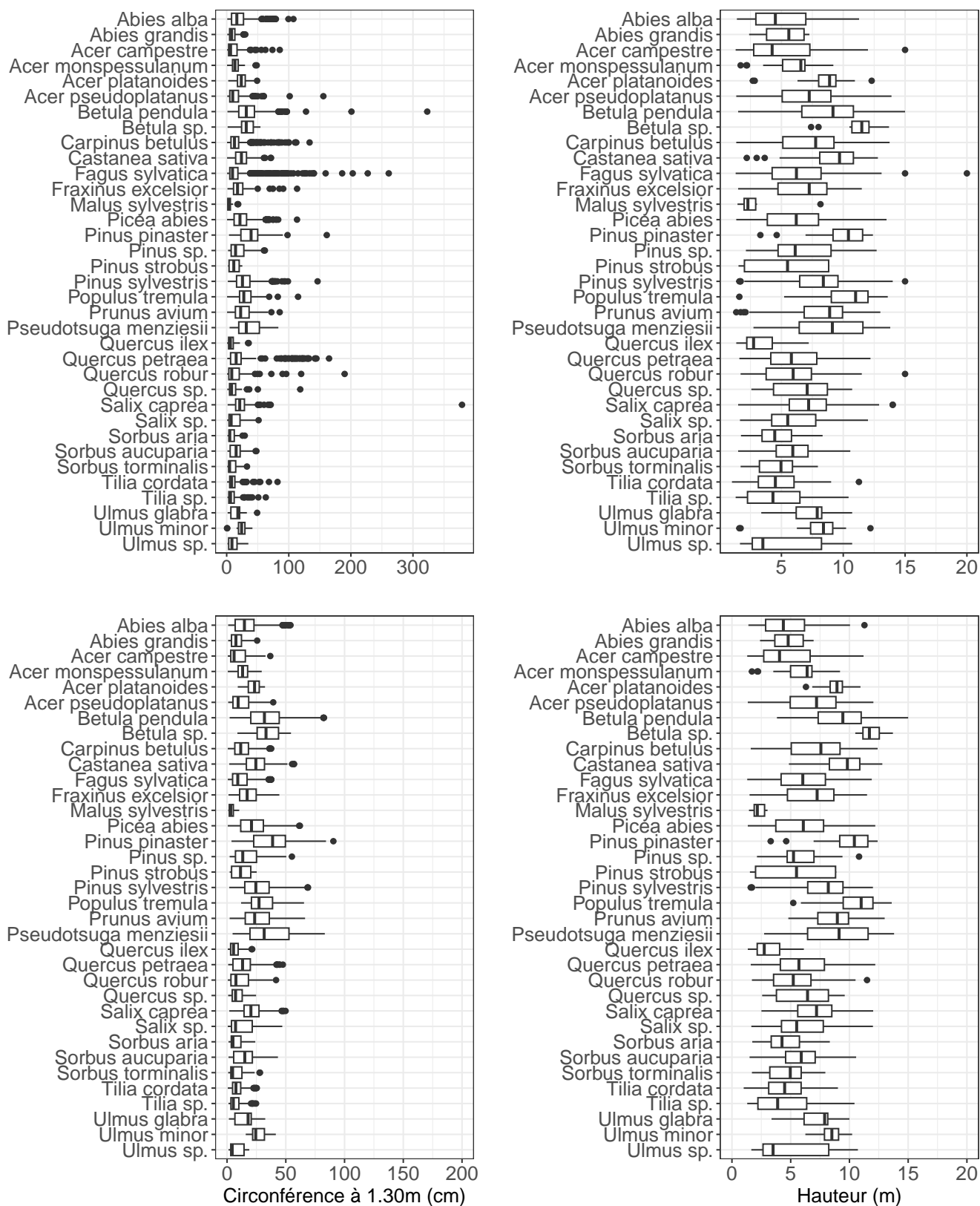


Figure 4: Description des données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés par essence avant et après filtrage des valeurs aberrantes.

Une relation entre la circonférence à 1.30 m et la hauteur est ensuite obtenue par régression linéaire sur le jeu de données ainsi filtré, après transformation logarithmique. La régression est de la forme suivante :

$$\log(Htot_i) = a + b * \log(C130_i)$$

- a et b les coefficients obtenus par régression par essence
- Htot_i la hauteur individuelle d'un arbre en mètres
- C130_i la circonférence de l'arbre à 1.30m en mètres

que l'on peut transformer une équation de forme puissance :

$$Htot_i = c * C130_i^b$$

avec :

- c = exp(a)

On suppose ici tous les individus inventoriés dans les placettes expérimentales ont le même âge, puisqu'ils sont issus d'une régénération naturelle qui s'est installée après la tempête. Les effets de site ne sont pas intégrés car on ne dispose pas de suffisamment d'observations. Les coefficients des régressions sont donc calculés pour chaque essence, ou groupe d'essences sans distinguer les placettes, à l'aide du package *lm* de R ©. Les hauteurs manquantes sont ensuite recalculées à partir des coefficients obtenus.

1.2.3 Calcul du volume total

Il a été expliqué plus haut que des individus préexistants à la tempête sont parfois présents dans les données d'inventaire. Puisque l'on souhaite estimer uniquement l'accroissement de la régénération naturelle qui s'est installée après la tempête, il faut identifier et exclure ces individus préexistants.

On repart donc du jeu de données complet, pour lequel on recalcule les hauteurs manquantes grâce aux coefficients de régression calculés plus tôt. Les valeurs aberrantes sont identifiées grâce à la méthode de la distance interquartile, qui est calculée par essence et par placette (ensemble de 1 à 3 placeaux) pour la circonférence et la hauteur. Cette méthode est plus efficace pour isoler les valeurs aberrantes lorsque le jeu de donnée n'est pas transformé de façon logarithmique. La linéarisation des données a en effet tendance à effacer les disparités, en particulier lorsque que des survivants se situent sur la même trajectoire de croissance que celle des arbres juvéniles. Ce problème est illustré dans les annexes à la fin du document. Cette méthode présente toutefois des limites, en particulier lorsque les dimensions des individus préexistants sont proches de celles des individus issus de la régénération naturelle qui s'est installée **après la tempête**. C'est d'autant plus vrai pour les essences à croissance rapide comme le bouleau et le pin maritime, ou pour les rejets de taillis (châtaignier).

Le jeu de données original était constitué de 13968 tiges inventoriées, réparties entre 1582 placeaux. Le simple fait de retirer les individus pour lesquels ni l'essence, ni la hauteur, ni la circonférence n'ont été fournies réduit ce nombre à 10798 tiges (77%) ou 1489 placeaux (94%). Parmi les tiges restantes, 556 tiges ont été classées comme des valeurs aberrantes. Les accroissements calculés dans cette étude sont ainsi basés sur un lot de 10242 tiges, réparties sur 1457 placeaux, soit respectivement 95% des tiges et 98% des placeaux utilisables dans le jeu de données de l'Observatoire.

Le volume total de chaque arbre est ensuite calculé à partir du modèle EMERGE (Deleuze et al., 2014) :

$$Vtot_i = \frac{Htot_i * C130_i^2}{4 * pi * (1 - \frac{1.3}{Htot_i})^2} * (a + b * \frac{\sqrt{C130_i}}{Htot_i} + c * \frac{Htot_i}{C130_i})$$

avec :

- a, b et c des coefficients spécifiques à l'essence, ou à un groupe d'essence, tels que définis dans la base de données EMERGE

- $Htot_i$, la hauteur individuelle d'un arbre en mètres
- $C130_i$, la circonférence de l'arbre à 1.30m en mètres

Cette équation a été légèrement adaptée par Patrick Vallet (INRAE) afin d'être valide pour les plus petits arbres :

$$Vtot_i = \frac{Htot_i * C130_i^2}{4 * pi * (1 - \frac{1.3}{max(Htot_i, 5)})^2} * (a + b * \frac{\sqrt{C130_i}}{max(Htot_i, 5)} + c * \frac{max(Htot_i, 5)}{C130_i})$$

Les volumes totaux par arbre obtenus sont ensuite sommés par plateau et ramenés à l'hectare. Il est alors possible de déterminer un volume total moyen par hectare et un accroissement moyen en volume.

2 Résultats

2.1 Synthèse bibliographique

2.1.1 Dynamique de colonisation post-perturbation

- Résultats quantitatifs

Peu d'études se sont intéressées à estimer quantitativement l'accroissement en volume ou en biomasse des accrues ligneux dans des peuplements sinistrés. Dans la majorité des cas, il s'agit surtout de déterminer une capacité à reconstituer l'état boisé (oui/non) et à qualifier cet état boisé en termes de densité de tiges, de couvert et parfois de hauteur (Cerioni et al., 2024; Jonášová et al., 2010; Laurent et al., 2021a; Senf and Seidl, 2022; Szwagrzyk et al., 2018). Les perturbations les plus étudiées sont les tempêtes, tandis que les références aux incendies sévères sont très minoritaires (ce qui est probablement dû à la rareté en Europe des épisodes d'incendie à large échelle et forte intensité qu'on peut observer en Amérique du Nord par exemple). Ces résultats sont tout de même importants car ils mettent en évidence des facteurs qui peuvent limiter la régénération après une perturbation de forte intensité.

En élargissant le champ d'étude à toutes les forêts tempérées, on peut intégrer quelques études quantitatives supplémentaires menées en Amérique du Nord et au Japon. Ces études donnent soit directement un accroissement mesuré, soit la biomasse ou le stock de carbone mesuré n années après la perturbation. Afin d'avoir une base de comparaison commune, ces données ont été converties en accroissement moyen sur une période, en biomasse ou en carbone. Les valeurs obtenues sont très variables d'une étude à l'autre, voir même au sein d'une étude, avec un accroissement en biomasse d'en moyenne 1.5 tC/ha/an.

Tableau 3: Etudes recensées dans la littérature qui estiment l'accroissement des accrus ligneux suite à une perturbation.

Publication	Auteur	Date	Pays	Essences colonisatrices
Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians	Konopka et al.	2019	Slovaquie	Picea abies, Sorbus
Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians	Konopka et al.	2019	Slovaquie	Picea abies, Betula pendula, Sorbus Picea abies
Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians	Konopka et al.	2019	Slovaquie	Betula pendula, Picea abies, Sorbus
Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians	Konopka et al.	2019	Slovaquie	Betula pendula, Picea abies, Sorbus
Twenty-Five Years of Aboveground Biomass and Carbon Accumulation Following Extreme Wind Damage in an Old-Growth Forest	Peterson et al.	2019	Etats-Unis	Fagus grandifolia
Effects of a windthrow disturbance on the carbon balance of a broadleaf deciduous forest in Hokkaido, Japan	Yamanoi et al.	2015	Japon	Betula platyphylla
Biomass Accumulation and Net Primary Production during the Early Stage of Secondary Succession after a Severe Forest Disturbance in Northern Japan	Yazaki et al.	2016	Japon	Betula platyphylla, Betula ermanii

- Facteurs influençant la dynamique de colonisation

Il faut tout d'abord être prudent quant à ce qu'implique la définition de l'état *boisé reconstitué* : elle n'inclue généralement pas de critère sur la fonction du peuplement d'origine (production, protection, etc.), et fait plutôt référence à un taux de couvert (Laurent et al., 2021a). Une étude menée dans les Alpes suisses (Wohlgemuth et al., 2017), sur des forêts de protection (forêts qui protègent les biens et les personnes des risques naturels comme les avalanches et les glissements de terrain) détruites par les ouragans *Vivian* (1990) et *Lothar* (1999) montre par exemple que la densité et la hauteur des tiges issues de la régénération naturelle ne permet pas de retrouver cette fonction 24 ans après la perturbation sans action de plantation. On observe également un remplacement de l'essence principale, en particulier dans les peuplements résineux (Konopka et al., 2019; Kramer et al., 2014; Laurent et al., 2021a), ce qui interroge d'un point de vue production si les essences qui s'installent avec la régénération naturelle ne sont pas valorisables en l'état. De manière plus générale, les critères d'acquisition de la reconstitution varient d'une étude à l'autre, selon l'angle de travail.

Plusieurs sources concluent qu'il faut en moyenne trente ans pour qu'une parcelle retrouve un état boisé similaire à celui d'avant la perturbation (Dobor et al., 2018; Fu et al., 2017; Senf et al., 2019; Senf and Seidl, 2022). Cette durée demeure très variable selon les études et dépend de multiples facteurs. La durée de reconstitution dépend de la surface touchée, de la sévérité des dégâts, des travaux réalisés ou non dans la parcelle après la perturbation, ainsi que de la structure du peuplement touché.

D'après une récente méta-analyse sur la résilience des forêts européennes, la vitesse de reconstitution de l'état boisé diminuerait avec l'augmentation de la sévérité de la perturbation (Senf and Seidl, 2022). Ainsi, si plus 50% de la canopée est touchée, la durée de reconstitution varie entre 30 et 100 ans. Ce ralentissement de la reconstitution s'observe aussi à la suite d'incendies très intenses où la régénération naturelle ne parvient pas à s'installer. C'est un phénomène qu'on observe actuellement sur certaines parcelles de La Teste (Gironde) sévèrement touchées lors des incendies de 2022, et qui avait déjà été étudié au Portugal (Maia, 2014), montrant qu'une trop grande intensité de feu pouvait détruire les cônes de pin maritime et de fait bloquer la régénération (Aza et al., 2004; Escudero et al., 1999; Martínez-Sánchez et al., 1995). Plusieurs études semblent converger vers un effet positif de la vidange des peuplements sinistrés (Konopka et al., 2021). Lang et al. (2009) nuancent ce résultat en montrant une convergence en termes de structure et de composition des peuplements vidangés ou non 25 ans après une perturbation. Kramer et al. (2014) soulèvent enfin le rôle de la station qui serait encore plus important dans la dynamique de reconstitution.

L'environnement du peuplement sinistré est un élément qu'il faut aussi prendre en compte. Plusieurs études mentionnent l'importance de la distance entre des semenciers et la parcelle touchée pour la réussite de la régénération naturelle (Harvey et al., 2016). La structure du peuplement joue également un rôle important dans

l'installation de la régénération naturelle : un peuplement trop jeune, qui n'a pas pu produire de graines, se reconstituera plus lentement qu'un peuplement mature qui a déjà connu des épisodes de fructification. La présence d'espèces très compétitives en sous-étage peut également participer au blocage de la régénération (Mallik, 2003).

2.1.2 Dynamique de colonisation de terres non forestières

- Résultats quantitatifs

Si de nombreuses études se sont intéressées à la dynamique de stockage de carbone dans le sol suite à la colonisation spontanée de milieux non forestiers (prairies, anciennes terres agricoles, etc.), peu d'entre elles ont quantifié l'accroissement de ces accrues ligneux. Seules cinq études remplissent les conditions évoquées plus tôt :

Tableau 4: Etudes recensées dans la littérature qui estiment l'accroissement des accrues ligneux suite à changement d'utilisation des terres.

Publication	Auteur	Date	Pays	Essences colonisatrices
Forest ecosystem carbon accumulation during a secondary succession in the Eastern Prealps of Italy	Alberti et al.	2008	Italie	Fraxinus excelsior, Acer pseudoplatanus, Betula pendula
Estimation of Carbon Stocks of Birch Forests on Abandoned Arable Lands in the Cis-Ural Using Unmanned Aerial Vehicle-Mounted LiDAR Camera	Federov et al.	2023	Russie	Populus tremula, Fraxinus excelsior, Picea abies
Forest succession on abandoned agricultural land and its carbon stock	Mazinanian	2017	Allemagne	Betula pendula
Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps, Italy	Thuille et al.	1999	Italie	
Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (<i>Betula pendula</i> Roth) forest chronosequence	Uri et al.	2012	Estonie	

Les données brutes disponibles pour chacune de ces études sont assez hétérogènes mais il est possible d'extraire des accroissements en biomasse et en carbone. L'accroissement moyen en carbone dans la biomasse aérienne est de 0.7 tC/ha/an, d'après les études recensées. Si on distingue les parcelles colonisées par l'essence dominante, on obtient un accroissement moyen de 0.85 tC/ha/an pour les feuillus, et de 0.28 tC/ha/an pour les conifères. Cette différence d'accroissement est à relativiser par le faible nombre d'études.

- Facteurs influençant la dynamique de colonisation

L'environnement de la parcelle joue un rôle clé dans la colonisation spontanée par des accrues forestiers, en particulier suite à un abandon de l'activité agricole.

Le type d'activité agricole est un des principaux facteurs de réussite de l'installation d'espèces ligneuses. En effet, plusieurs études ont démontré une meilleure capacité de colonisation d'anciennes terres cultivées, à l'inverse d'anciennes prairies (Dolle and Schmidt, 2007; Harmer et al., 2001). Baeten et al. (2010) a par exemple mis en évidence un effet négatif de la végétation herbacée déjà installée sur la dynamique de colonisation : il existerait un effet de priorité entre les espèces, selon lequel les espèces ligneuses colonisent plus facilement un milieu si elles sont les premières. Dans l'étude, alors que peu ou pas d'espèces ligneuses ont été observées dans d'anciennes prairies, les anciens champs de maïs ont eux été colonisés.

La distance de semenciers potentiels par rapport à la parcelle influence aussi directement la capacité de colonisation du milieu par des espèces ligneuses (Archer et al., 2017; Fogarty et al., 2022). Fogarty et al. explique ainsi dans une étude menée en 2022 sur la colonisation de prairies que 95% des recrutements se font localement (jusqu'à 200m de la source de graines). Il ne faut toutefois pas exclure des sources de graines certes plus lointaines mais ayant une stratégie de dispersion anémochore ou zoochore.

La vitesse de colonisation d'une terre abandonnée est également à relativiser. En effet, si des semis d'espèces ligneuses peuvent coloniser rapidement le milieu (en une ou deux saisons de végétation), plusieurs études ont montré que la croissance des arbres était globalement faible, de même que leur densité au bout de plusieurs années (Harmer et al., 2001; Hodge and Harmer, 1996; Ruskule et al., 2012). Cette dynamique de croissance plutôt lente peut aussi s'expliquer par un retard dans l'installation, lié au type de sol ou à une trop forte concurrence, de l'ordre de 10 à 42 ans (Harmer et al., 2001; Ruskule et al., 2012).

2.1.3 Comparaison avec les valeurs utilisées dans le LBC

L'hypothèse actuellement utilisée dans le scénario de référence du Label Bas Carbone admet un accroissement en volume bois fort de 1 m³/ha/an, soit 0.42 tC/ha/an pour des feuillus et 0.26 tC/ha/an pour des résineux. Ces valeurs sont plus faibles que ce qui est observé dans la littérature.

La figure suivante illustre les différents accroissements en carbone obtenus à partir des études citées plus haut. Les accroissements actuellement utilisés dans le cadre du Label bas-carbone ont également été matérialisés : la ligne en pointillés bleus correspond à l'accroissement linéaire utilisé pour les résineux, et la ligne en pointillés rouges à celui pour les feuillus. Cette comparaison montre que les valeurs utilisées se situent plutôt dans la tranche basse de ce qui a pu être rapporté dans la littérature, en particulier pour les peuplements feuillus.

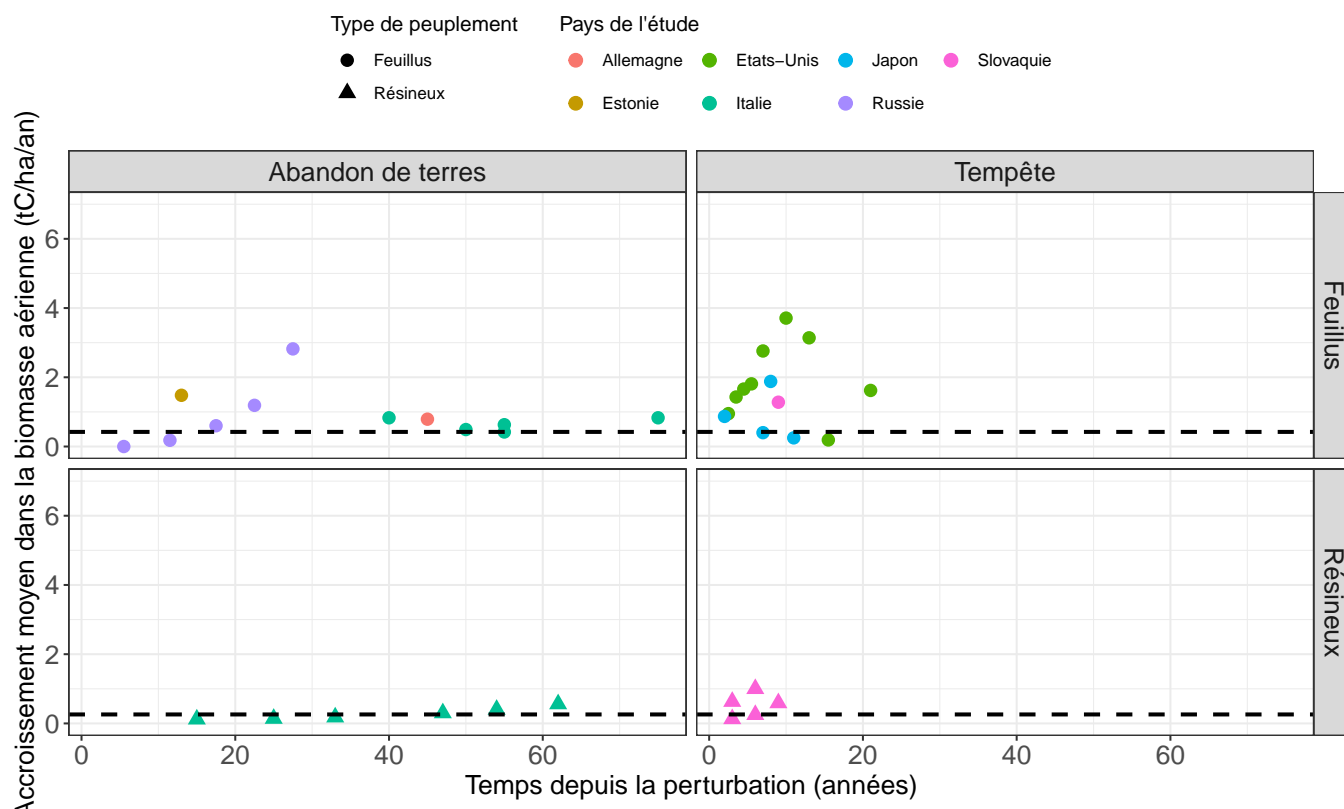


Figure 5: Accroissements rapportés dans la littérature pour les accrus ligneux en climat tempéré, suite à un abandon des terres ou à une perturbation (tempête, etc.), et comparaison aux valeurs utilisées dans la version 2 des méthodes forestières du Label bas-carbone.

2.2 Estimation quantitative de l'accroissement moyen après une perturbation

Le second volet de cette étude a pour objectif d'estimer un accroissement moyen à partir des données issues de l'Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête. Les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

2.2.1 Cas de la colonisation post-tempête

Lorsque l'on agrège tous les volumes, sans distinction des placettes, des types de peuplements (feuillus, résineux, mixtes), ou des essences, on obtient les résultats suivants :

Tableau 5: Statistiques générales sur le volume total et l'accroissement

	Général						Accroissement moyen annuel					
	Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.	Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.
Biomasse aérienne (tMS/ha)	0	2.9	14.4	34.3	49.8	463.5	0	0.2	0.8	1.8	2.6	24.4
Volume total (m3/ha)	0	6.2	28.9	70.8	100.8	986.3	0	0.3	1.5	3.7	5.3	51.9

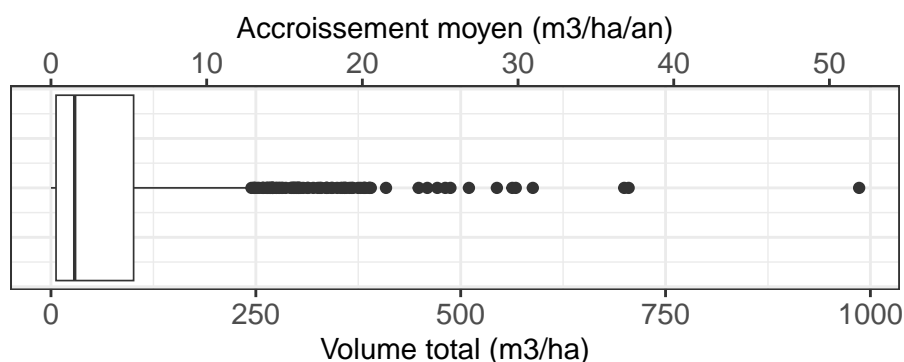


Figure 6: Description des volumes totaux moyens et accroissements moyens.

Cependant, la campagne de remesure de 2018-2019 a révélé des taux de recru et des volumes assez hétérogènes selon les placeaux, ce qu'on soupçonne déjà grâce à la figure précédente. Afin d'obtenir des résultats représentatifs des situations observées, les placeaux ont été caractérisés de plusieurs façons :

- Type de peuplement (d'après la définition de l'IGN) :
 - Si la surface terrière des essences feuillues est supérieure à **75% de la surface terrière totale**, le placeau est considéré comme **feuillu**
 - Si la surface terrière des essences résineuses est supérieure à **75% de la surface terrière totale**, le placeau est considéré comme **résineux**
 - Sinon, le placeau est considéré comme **mixte**
- Dimensions des tiges au sein d'un placeau :
 - Si plus de **70%** des tiges ont un diamètre **inférieur à 7.5cm**, le placeau est considéré comme **non pré-comptable**
 - Si plus de **70%** des tiges ont un diamètre **supérieur à 7.5cm**, le placeau est considéré comme **pré-comptable**
 - Sinon, le placeau est considéré comme **indéfini**

La figure suivante illustre la distribution des placeaux en fonction de la classification définie plus haut. On constate ainsi une grande hétérogénéité au sein du jeu de données. Environ 70% des placeaux sont à dominante feuillue, et seulement 24% sont à dominante résineuse. Parmi les 1457 placeaux retenus dans les analyses, 50% sont classés comme non pré-comptables, donc majoritairement composés de tiges dont le diamètre, au bout de 20 ans, est inférieur à 7.5cm. La plupart des placeaux classés comme non pré-comptables sont par ailleurs à dominante feuillue (80% des placeaux non pré-comptables, soit 40% de tous les placeaux). Cette figure montre donc que suite à

la tempête de 1999, la régénération naturelle n'a pas réussi à s'installer correctement dans presque un cas sur deux, et que seul un quart des placettes présente une installation satisfaisante.

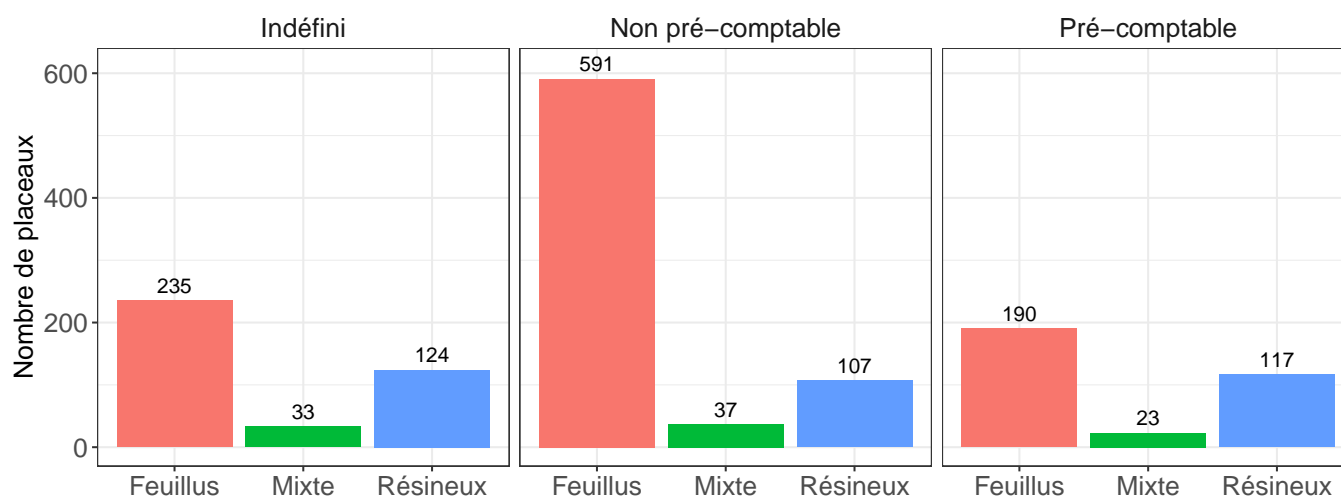


Figure 7: Distribution des placeaux en fonction du type de peuplement et des classes de diamètre.

Cette forte hétérogénéité se retrouve dans le calcul du volume total ramené à l'hectare, et la figure suivante montre l'importance de désagréger les données en différents groupes, en particulier entre feuillus et résineux. Les volumes atteints au bout de 19 ans sont très variables selon que les placettes soient dominées par des essences feuillues, résineuses ou en mélange. Les classes de structure des placeaux utilisées présentent également quelques limites. En effet, on peut voir que le volume total moyen observé dans la classe *Indéfini* est systématiquement supérieur à celui de la classe *Pré-comptable*. Cela s'explique par le choix des seuils : une placette peut être classée comme *pré-comptable* car elle compte 9 arbres de 8 cm de diamètre et 1 arbre de 5 cm de diamètre (donc il y a bien 70% des tiges qui ont un diamètre supérieur à 7.5 cm), tandis qu'une autre peut être classée *indéfinie* car elle est composée de 6 arbres de 25 cm de diamètre et de 4 arbres de 7 cm de diamètre (il n'y a donc que 60% des tiges qui ont un diamètre supérieur à 7.5 cm). Le volume total de la seconde placette sera supérieur à celui de la première, qui est pourtant classé *pré-comptable*. Compte tenu de ces observations, on se propose de ne classifier les placeaux que par composition, et de plutôt utiliser la **médiane** des volumes totaux et des accroissements en volume total, qui est moins sensible aux valeurs extrêmes que la moyenne (même pondérée).

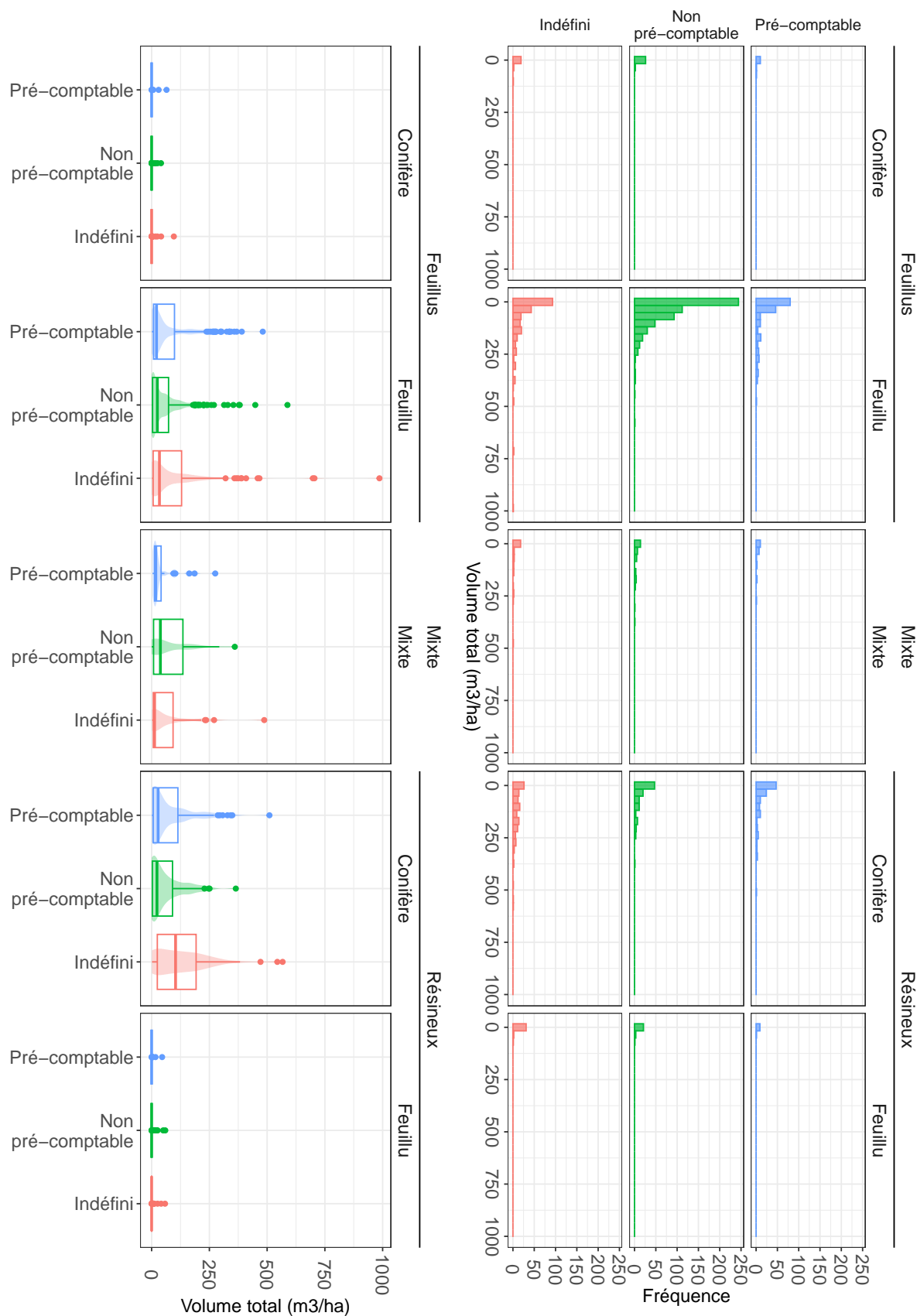


Figure 8: Distribution des volumes totaux observés à 19 ans selon la structure et la composition des peuplements

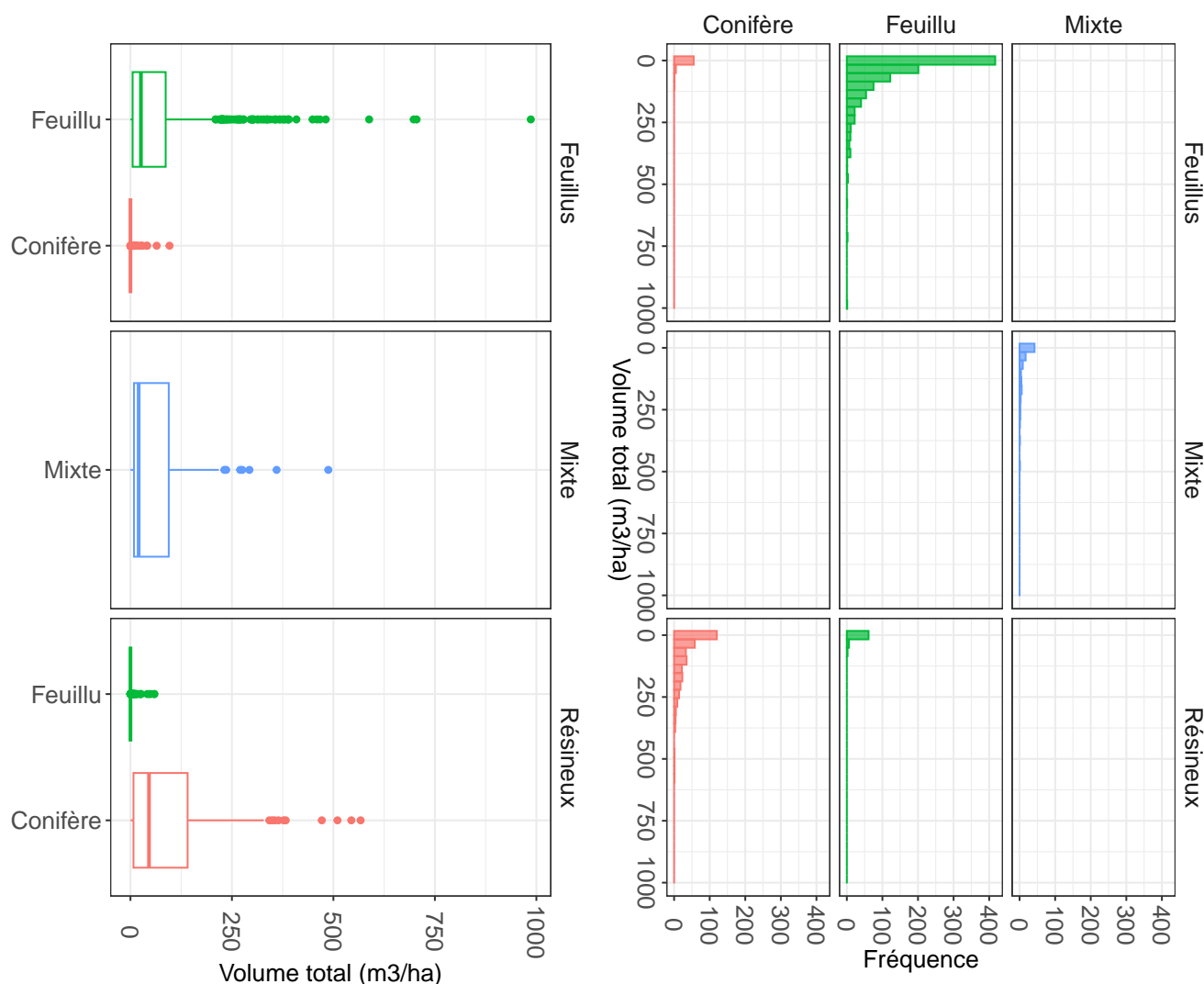


Figure 9: Distribution des volumes totaux observés à 19 ans selon la composition des peuplements.

Les deux tableaux suivants donnent les résultats obtenus par type dominant de plateau, ainsi que par sous-type, afin d'estimer la part de l'accroissement des types minoritaires au sein des plateaux. **L'accroissement moyen en volume total serait donc de 1.8 m3/ha/an pour les feuillus, et de 2.9 m3/ha/an pour les conifères.**

Tableau 6: Statistiques pour le volume total moyen et l'accroissement moyen annuel par type de peuplement

Peuplement	Volume total						Accroissement moyen annuel					
	Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.	Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.
Biomasse aérienne (tMS/ha)												
Feuillus	0.0	2.8	18.5	33.5	46.0	463.5	0	0.1	0.9	1.8	2.4	24.4
Mixte	0.0	3.8	14.3	31.9	41.6	222.3	0	0.2	0.7	1.7	2.2	11.7
Résineux	0.1	3.1	23.7	37.3	60.7	261.0	0	0.2	1.2	2.0	3.2	13.7
Volume total (m3/ha)												
Feuillus	0.0	5.5	34.3	64.6	86.8	986.3	0	0.3	1.8	3.4	4.6	51.9
Mixte	0.1	8.8	20.9	67.8	94.4	487.5	0	0.5	1.1	3.6	5.0	25.7
Résineux	0.3	7.8	55.1	89.6	145.7	567.2	0	0.4	2.9	4.7	7.7	29.9

Tableau 7: Statistiques pour le volume total moyen et l'accroissement moyen annuel par type de peuplement

Peuplement	Type	Volume total						Accroissement moyen annuel					
		Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.	Min.	Q1	Méd.	Moy.	Q3	Max.
Biomasse aérienne (tMS/ha)													
Feuillus	Conifère	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	42.4	0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2
Feuillus	Feuillu	0.0	2.7	18.5	33.3	45.7	463.5	0	0.1	0.9	1.8	2.4	24.4
Mixte	Mixte	0.0	3.8	14.3	31.9	41.6	222.3	0	0.2	0.7	1.7	2.2	11.7
Résineux	Conifère	0.1	3.0	23.7	36.5	59.9	260.8	0	0.2	1.2	1.9	3.2	13.7
Résineux	Feuillu	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	32.0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
Volume total (m3/ha)													
Feuillus	Conifère	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	96.3	0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1
Feuillus	Feuillu	0.0	5.3	34.3	64.1	86.8	986.3	0	0.3	1.8	3.4	4.6	51.9
Mixte	Mixte	0.1	8.8	20.9	67.8	94.4	487.5	0	0.5	1.1	3.6	5.0	25.7
Résineux	Conifère	0.3	7.4	55.1	88.0	140.8	567.0	0	0.4	2.9	4.6	7.4	29.8
Résineux	Feuillu	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	59.2	0	0.0	0.0	0.1	0.0	3.1

A titre de comparaison, les résultats obtenus ont été reportés sur le graphique suivant où figurent également les accroissements mesurés par l'IGN dans le cadre de l'inventaire forestier. Ces données sont issues de la base de données OCRE © (IGN, 2025). Il s'agit des accroissements mesurés en Grand-Est par grands types de peuplements, pour les petits et moyens bois, qui correspondent aux classes de diamètres observées dans les données de l'Observatoire.

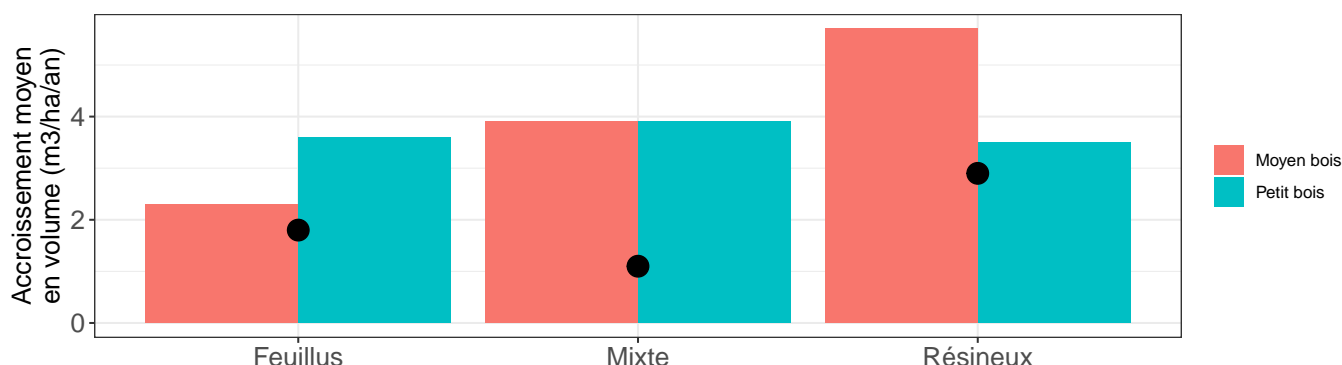


Figure 10: Comparaison des accroissements obtenus avec ceux mesurés par l'IGN (points noirs) (source : OCRE, 2025).

2.2.2 Cas de l'accroissement en Méditerranée

Compte tenu des conditions climatiques plus extrêmes observées dans la région Méditerranée, les accroissements en volume sont souvent plus faibles que dans d'autres régions, comme en témoigne cet extrait de la base de données OCRE (IGN, 2024). Ce tableau compare les accroissements en volume obtenus à partir des données de l'Observatoire, et l'accroissement moyen annuel des forêts de production (hors peupleraies) calculé par l'IGN.

Le volume bois fort est converti en volume total :

$$VTOT = VBF * FEB$$

avec :

- FBF le volume bois fort en m3/ha
- FEB un facteur d'expansion des branches

Variable	Feuillus	Résineux
FEB	1.56	1.3
Infradensité	0.57	0.42

Tableau 9: Accroissements moyens annuels issus des données de l'Inventaire et de l'Observatoire, et proposition de correction de l'accroissement en Méditerranée et en Corse.

Peuplement	Accr. IFN			Accr. LBC		Accr. post-tempête			FC	
	GE	MED	CO	sur VBF	sur VTOT	GE	MED	CO	MED	CO
En volume total (m³/ha/an)										
Résineux	11.20	2.30	NA	0.5	0.65	2.90	0.61	NA	0.21	NA
Feuillus	5.40	1.40	1.90	0.5	0.78	1.80	0.47	0.63	0.26	0.35
Mixte	8.10	1.80	NA	NA	NA	1.10	0.24	NA	0.22	NA
Total	6.30	1.50	2.10	NA	NA	1.50	0.36	0.50	0.24	0.33
En stock de carbone dans la biomasse aérienne (tC/ha/an)										
Résineux	2.23	0.46	NA	NA	0.13	0.57	0.12	NA	0.21	NA
Feuillus	1.46	0.38	0.51	NA	0.21	0.43	0.11	0.15	0.26	0.35
Mixte	NA	NA	NA	NA	NA	0.33	0.07	NA	0.22	NA
Total	NA	NA	NA	NA	NA	0.36	0.09	0.12	0.24	0.33
En biomasse aérienne (tMS/ha/an)										
Résineux	4.70	0.97	NA	NA	0.27	1.20	0.25	NA	0.21	NA
Feuillus	3.08	0.80	1.08	NA	0.44	0.90	0.23	0.32	0.26	0.35
Mixte	NA	NA	NA	NA	NA	0.70	0.15	NA	0.22	NA
Total	NA	NA	NA	NA	NA	0.75	0.18	0.25	0.24	0.33

^a Accr. = Accroissement; FC = Facteur de correction; GE = Grand-Est; MED = Méditerranée; CO = Corse

Dans les méthodes forestières du Label Bas-Carbone, ces accroissements plus faibles sont pris en compte grâce à des facteurs par défaut spécifiques à la région Méditerranée. Bien qu'on ne dispose actuellement pas de données publiées pour cette région, nous proposons ici un protocole afin d'ajuster le scénario de colonisation lente par des accrus (croissance linéaire de 0.5 m³/ha/an en volume bois fort) à partir des données de l'Observatoire.

Nous faisons l'hypothèse que le différentiel d'accroissement en volume entre la région Grand Est et la région Méditerranée calculé à partir des données de l'inventaire pour les forêts de production est le même pour des accrus post-perturbation. Ceci nous permet de calculer un facteur de correction (colonne *Facteur*) que l'on peut appliquer aux accroissements post-perturbation.

$$MAI_{Mediterranee} = FC * MAI_{Grand-Est}$$

avec

$$FC = \frac{Accroissement_{IFN,Mediteranee}}{Accroissement_{IFN,Grand-Est}}$$

Les résultats obtenus sont inférieurs aux valeurs par défaut actuellement utilisées dans le scénario de colonisation lente par des accrus ligneux. Ces valeurs sont également plus faibles que celles que l'on peut trouver dans la littérature concernant le pourtour méditerranéen. Une étude menée en Castilla y Leon (Espagne) évoque des accroissements en carbone atteignant 0.5 tC/ha/an sur des anciennes terres agricoles colonisées par différentes espèces de chênes (Velázquez et al., 2023). Une autre étude menée sur l'île de Pantelleria (Italie) estime un accroissement entre 0.2 et 0.5 tC/ha/an sur des accrus de chêne vert sur des anciens vignobles (Badalamenti et al., 2019). Une dernière étude menée en Espagne aboutit à des valeurs plus élevées, entre 1.45 et 1.73 tC/ha/an (Vilà-Cabrera et al., 2017). La présente étude converge plutôt vers une séquestration en carbone de l'ordre de 0.1 tC/ha/an. Cet écart pourrait

s'expliquer par une approche trop simpliste via une règle de trois. Une autre explication pourrait venir de la nature du terrain : les trois études citées précédemment quantifient un accroissement sur d'anciennes terres agricoles, tandis que la présente étude extrapole des accroissements obtenus pour des parcelles sinistrées, donc une part importante semble subir un blocage de régénération.

3 Discussion

Bien que peu d'études estimant quantitativement l'accroissement en volume ou en biomasse des accrus ligneux aient été publiées, les résultats obtenus à partir des données de l'observatoire post-tempête sont cohérents avec ces dernières. L'accroissement annuel moyen observé dans la littérature est de l'ordre de 1 tC/ha/an, et varie entre 0.1 et 4 tC/ha/an selon les régions et les types de peuplements, tandis que l'accroissement calculé avec les données de l'observatoire est de l'ordre de 0.5 tC/ha/an. Toutefois, comme expliqué dans les paragraphes précédents, il est important de dissocier les feuillus et les résineux qui présentent des accroissements différents. Le graphique suivant permet de positionner les résultats obtenus dans cette étude, par rapport à la littérature, qui se situent dans la tranche basse (en particulier pour les feuillus). Les estimations pour les résineux sont cohérentes avec la littérature, mais nous ne disposons actuellement que de deux chronoséquences pour établir la comparaison. De plus, les études recensées ne donnent pas toutes directement un accroissement en tC/ha/an. Il a fallu convertir les résultats sur la base des métadonnées disponibles dans les articles et cela induit une incertitude.

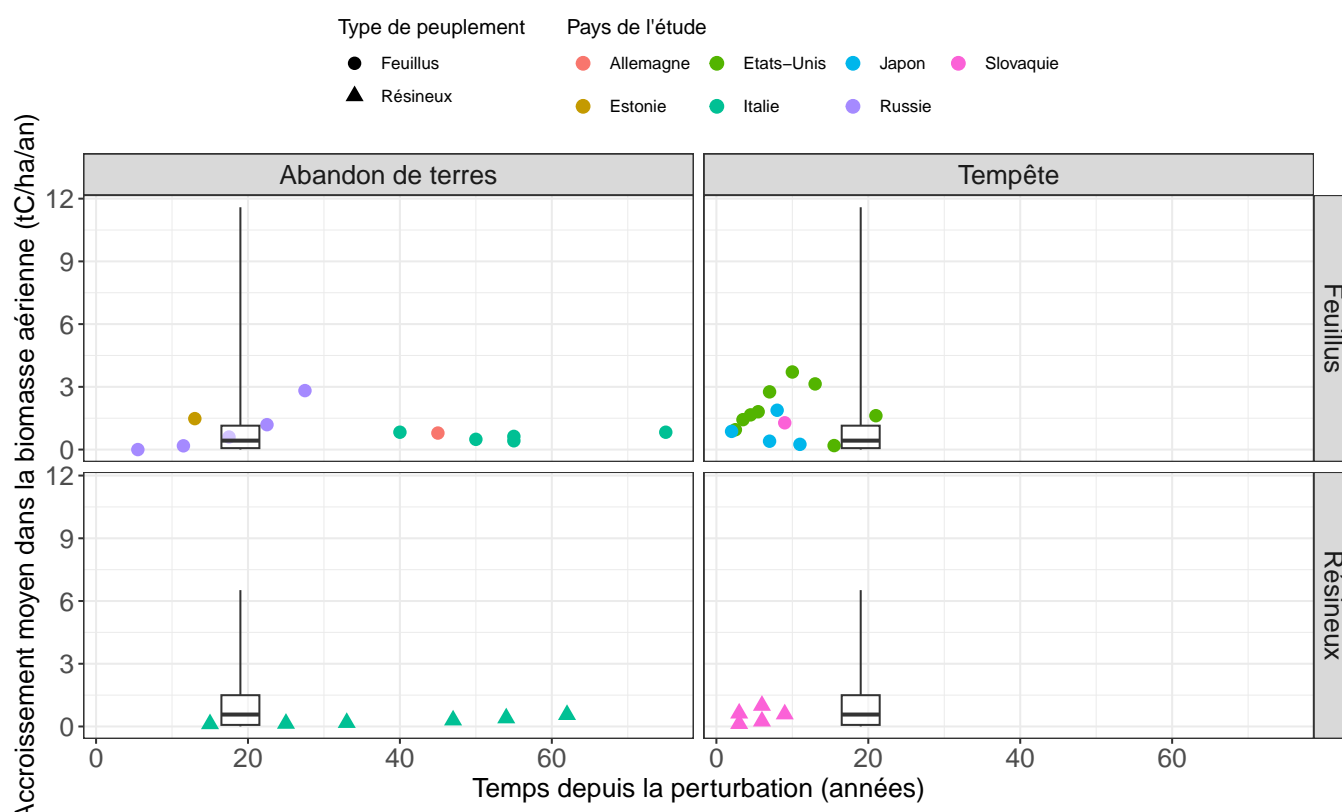


Figure 11: Accroissements rapportés dans la littérature pour les accrus ligneux en climat tempéré, suite à un abandon des terres ou à une perturbation (tempête, etc.).

La divergence de conclusions avec la littérature peut aussi s'expliquer par le fait que l'on ne dispose que d'un seul inventaire 19 ans après la perturbation, donc l'accroissement moyen annuel obtenu est supposé linéaire de 0 à 19 ans dans cette étude. Cela peut masquer des colonisations plus récentes, et donc des accroissements plus forts en réalité. Il est tout à fait possible que certains placeaux aient été colonisés 5 ou 10 ans après la perturbation et les

individus ne seraient donc pas âgés de 19 ans mais moins. Il faudrait intégrer les résultats d'inventaire à d'autres âges afin de pouvoir établir une trajectoire de croissance plus fine. Il pourrait également être pertinent de comparer les accroissements de ces accrus spontanés à ceux observés dans des plantations du même âge.

D'autre part, ces résultats ont été obtenus dans des trouées issues de tempêtes. Cependant, le type de crise peut avoir un impact important sur l'installation de la régénération. Les caractéristiques du peuplement touché et l'intensité de la perturbation sont étroitement liées à l'installation de la régénération. Par exemple, dans le cas d'un incendie sur un peuplement résineux mûre, le passage du feu peut favoriser la germination mais une trop grande intensité (température et temps de rémanence) peut détruire la banque de graines et entraîner un blocage de régénération (Aza et al., 2004; Escudero et al., 1999; Martínez-Sánchez et al., 1995). Rien qu'au sein des trouées suivies par l'Observatoire, les degrés de régénération sont extrêmement variables et un nombre significatif de placeaux semblent présenter un blocage de régénération (ou au moins un retard important dans l'installation). Ce dernier peut être lié à l'absence d'une banque de graine au moment de la tempête (peuplements pré-existants non mûres), à une pression du gibier trop forte, etc. (Laurent et al., 2021a). De même, la dynamique de colonisation de milieux ouverts est soumise aux caractéristiques du milieu et peut énormément varier d'une parcelle à l'autre.

Cette réflexion amène également à s'interroger sur la notion de reconstitution de l'état boisé. Comme abordé dans la synthèse bibliographique, la plupart des études qui s'intéressent à la dynamique de reconstitution ne sont pas basées sur des critères dendrométriques tels que le volume sur pied ou la surface terrière, qui sont de bons indicateurs de la structure du peuplement, et ne s'attachent pas à la fonction du peuplement.

D'autres éléments qui pourraient avoir un impact significatif sur la dynamique d'accroissement n'ont pas été inclus dans cette étude, faute de ressources. L'impact des travaux dans un peuplement sinistré, en particulier la vidange du peuplement n'a pas été étudié, ni la notion de station : la plupart des placettes installées pour cette étude sont situées dans le quart Nord-Est de la France. Le contexte pédosylvoclimatique y est supposé moins limitant que dans d'autres régions (pourtour méditerranéen, zones de montagne), mais la station n'est pas intégrée et joue pourtant un rôle essentiel dans la dynamique de croissance.

Enfin, cette étude ne s'est pas attachée à caractériser la pérennité et la structure de la régénération naturelle présente sur les placettes, ni sa valeur en termes de production. Les travaux de Laurent et al. (2021) sur les données de l'Observatoire s'étaient intéressés à la succession des essences suite aux tempêtes de 1999, montrant que l'essence principale du peuplement préexistant n'était pas nécessairement l'essence recensée dans la régénération naturelle en particulier pour les résineux qui sont remplacés par des feuillus et le chêne qui est remplacé par le hêtre. Ces travaux avaient également montré que certaines essences avaient tendance à disparaître au fil du temps. La structure est également un élément intéressant, liée à la notion de pérennité. On pourrait envisager de comparer les résultats obtenus à des données d'accroissements observées dans des peuplements juvéniles gérés, afin de déterminer si il y a une différence de trajectoire (issues par exemple du *Réseau de sylviculture juvénile du hêtre* mis en place par le réseau RDI de l'ONF (François et al., 2024)).

Conclusion

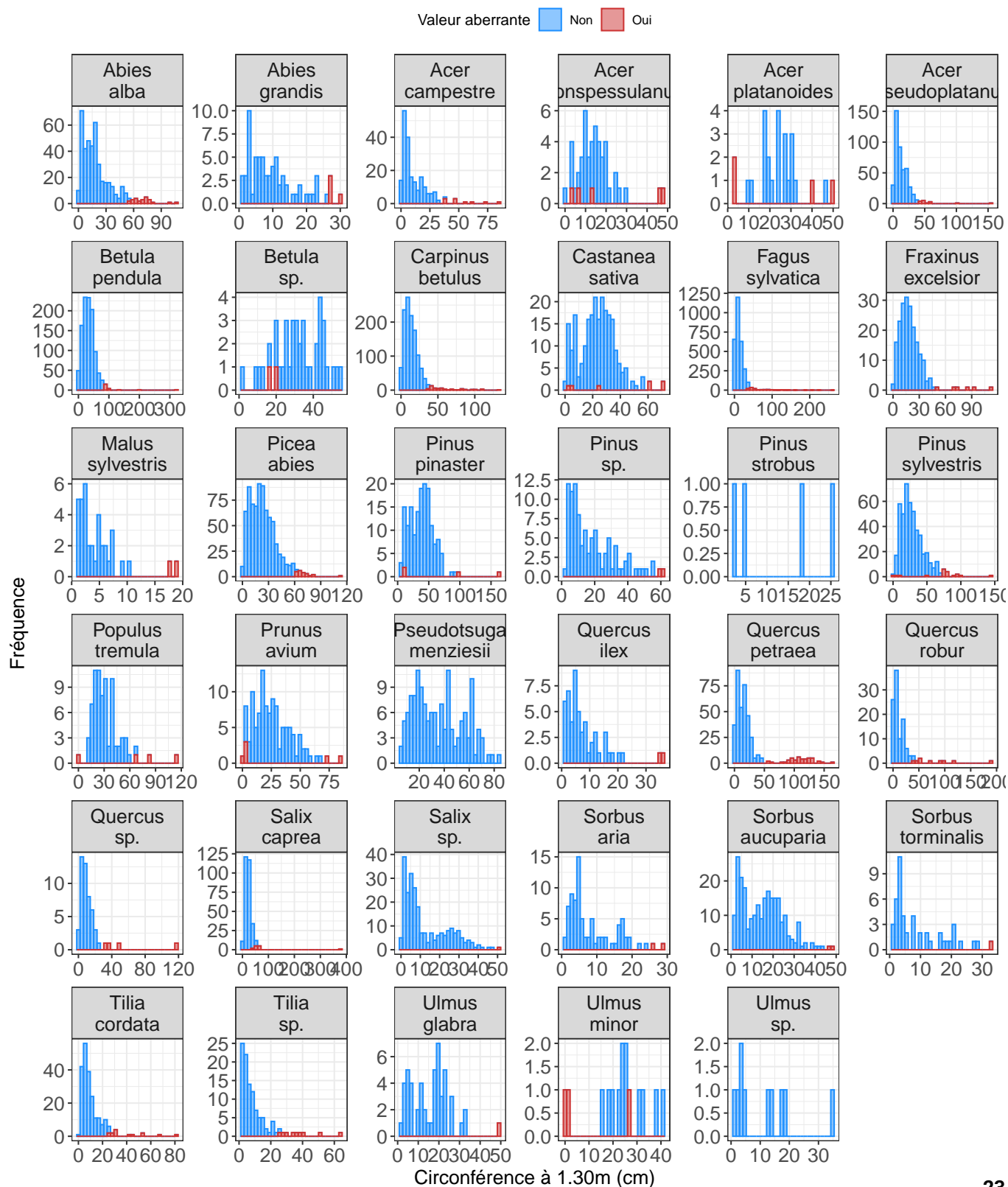
Ces travaux aboutissent à une estimation de l'accroissement moyen des accrus ligneux suite à une tempête différente des valeurs par défaut utilisées dans les scénarios de référence des méthodes *Boisement* et *Reconstitution de peuplements dégradés* agréées par le Label Bas-Carbone. Les placettes à dominante résineuse présentent ainsi des accroissements moyens en volume total plus importants (2.9 m³/ha/an), tandis que les placettes à dominante feuillue ont une dynamique légèrement plus faible (1.8 m³/ha/an). Nos estimations pour les accrus résineux sont cependant cohérentes avec les résultats des deux chronoséquences s'intéressant au rythme de séquestration carbone sur des accrus résineux (Konôpka et al., 2019; Thuille et al., 2000). En revanche, les accroissements pour les feuillus se situent dans la tranche basse de ce qui a pu être rapporté dans la littérature dans des contextes post-tempête notamment. Ceci peut s'expliquer par un échec de régénération important sur les placettes expérimentales dû à la pression du gibier, induisant des accroissements réduits. Cela peut également être lié au fait que la plupart des études publiées sont des chronoséquences qui s'appuient sur plusieurs tranches d'âge, tandis que l'on ne dispose que d'un inventaire à 19 ans dans cette étude.

Il serait judicieux de rehausser les valeurs d'accroissement par défaut utilisées dans les scénarios de référence des méthodes *Boisement* et *Reconstitution de peuplements dégradés* agréées par le Label Bas-Carbone pour les essences résineuses, en dehors des régions Méditerranées et Corse pour lesquelles les valeurs par défaut semblent plutôt conservatrices.

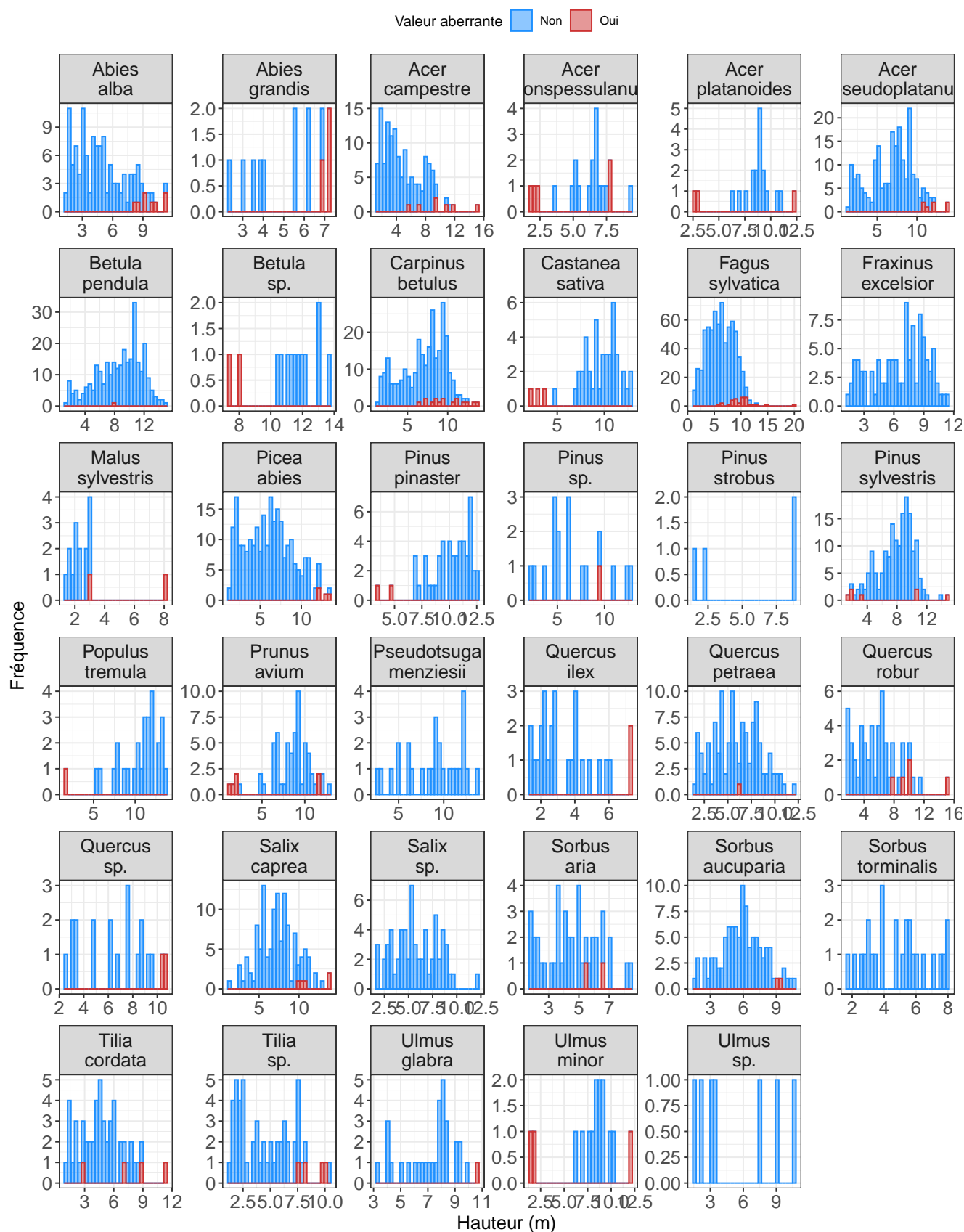
Il s'agit, au demeurant, d'un travail préliminaire qui a besoin d'être poursuivi afin de gagner en robustesse et de pouvoir être extrapolé à d'autres régions. En effet, les placettes expérimentales de l'Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête sont pour la plupart installées dans le quart Nord-Est de la France, les résultats obtenus ne tiennent pas compte des conditions pédosylvoclimatiques, et seule la perturbation de type tempête est étudiée. Ces travaux seront donc complétés dans le cadre du projet multipartenaires COMFOR-LBC (ONF, CNPFF, INRAE, AgroParisTech) financé par France Bois Forêt. Ce projet permettra d'enrichir le réseau de placettes expérimentales existant, en intégrant des peuplements détruits par d'autres tempêtes ou par des incendies ailleurs sur le territoire français (en particulier dans le Sud-Ouest et en Méditerranée).

Annexes

Annexe 1 : Distribution des circonférences à 1.30 m par essence (données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés, jeu complet).

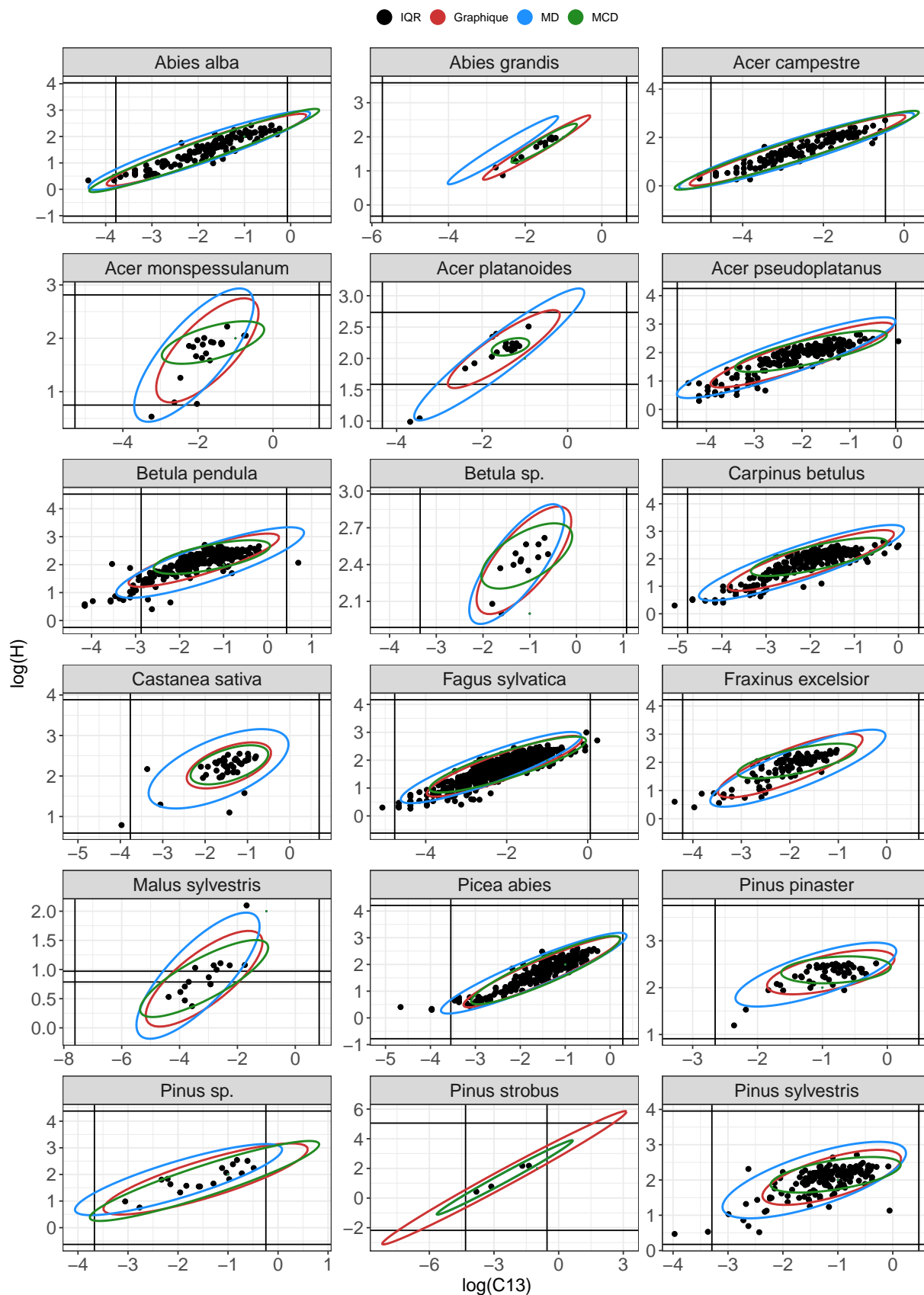


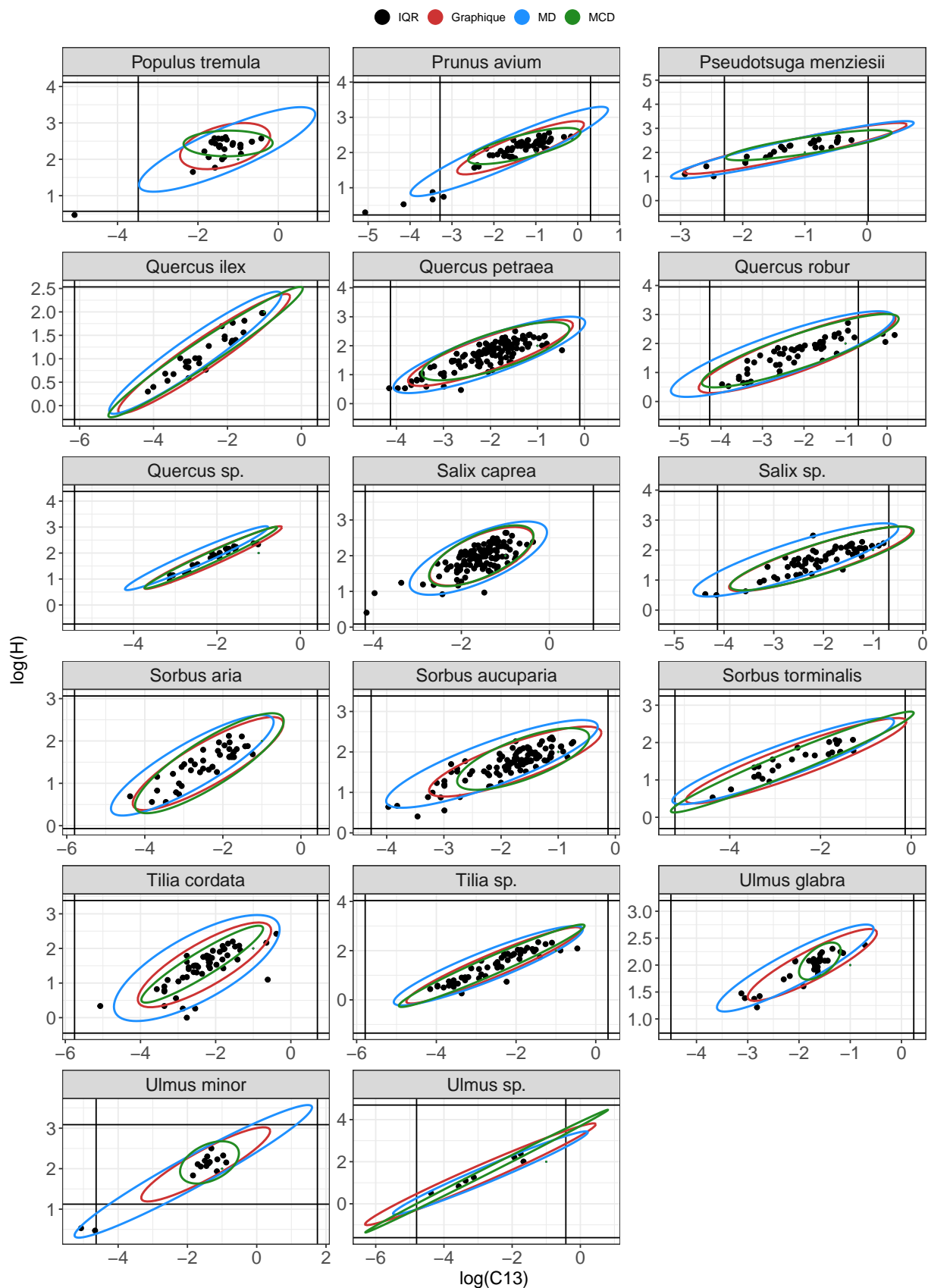
Annexe 2 : Distribution des hauteurs par essence (données de l'observatoire post-tempête pour les peuplements dévastés, jeu complet).



Annexe 3 : Test de différentes méthodes de détection des valeurs aberrantes.

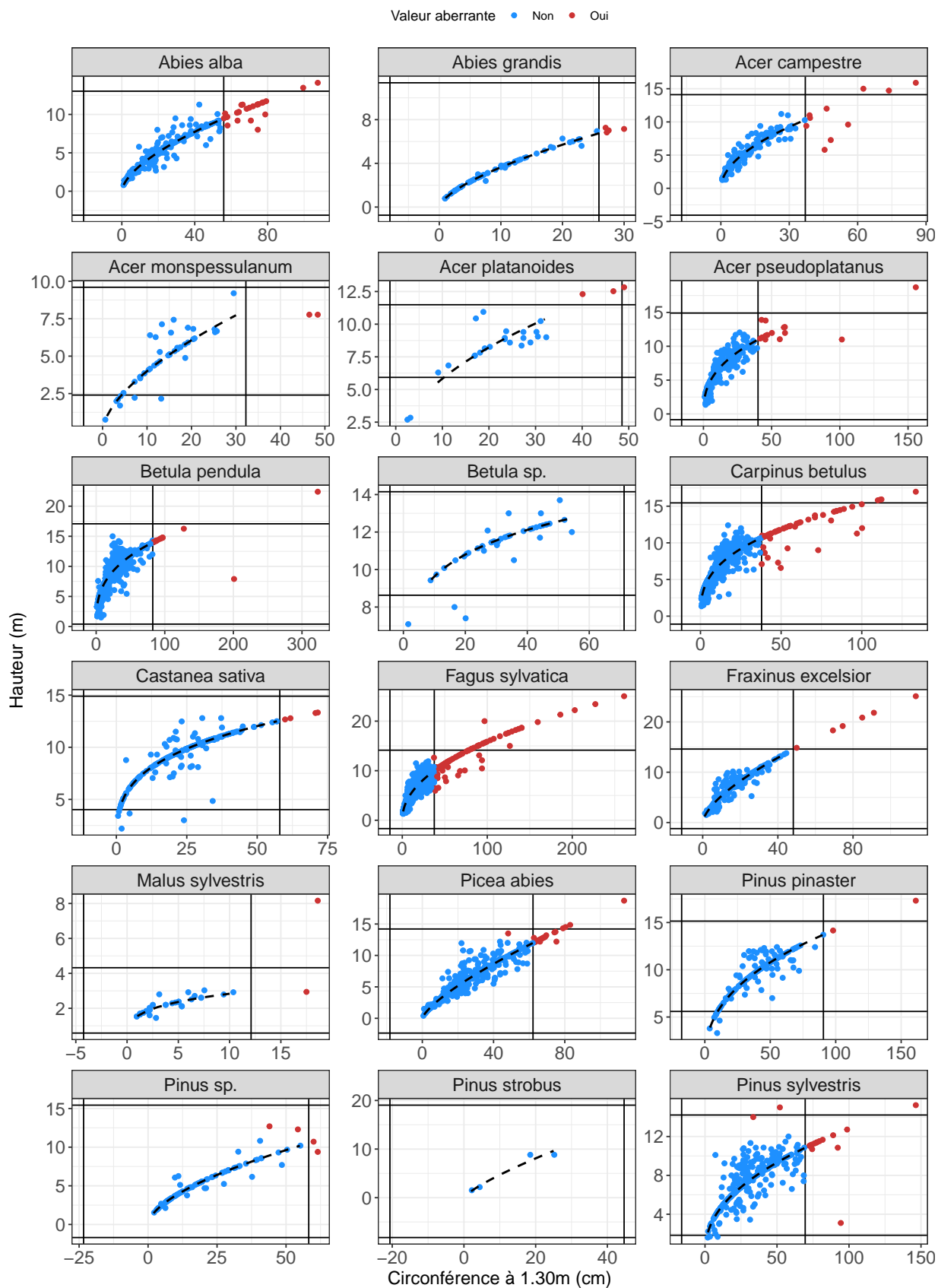
L'ellipse bleue est obtenue avec la méthode de la *distance Mahalanobis (MD)*, l'ellipse verte est obtenue avec la méthode MCD (*Minimum Covariance Method*), l'ellipse rouge est obtenue par analyse graphique de ggplot (*stat_ellipse*) et les droites noires correspondent à la méthode de la distance interquartile.

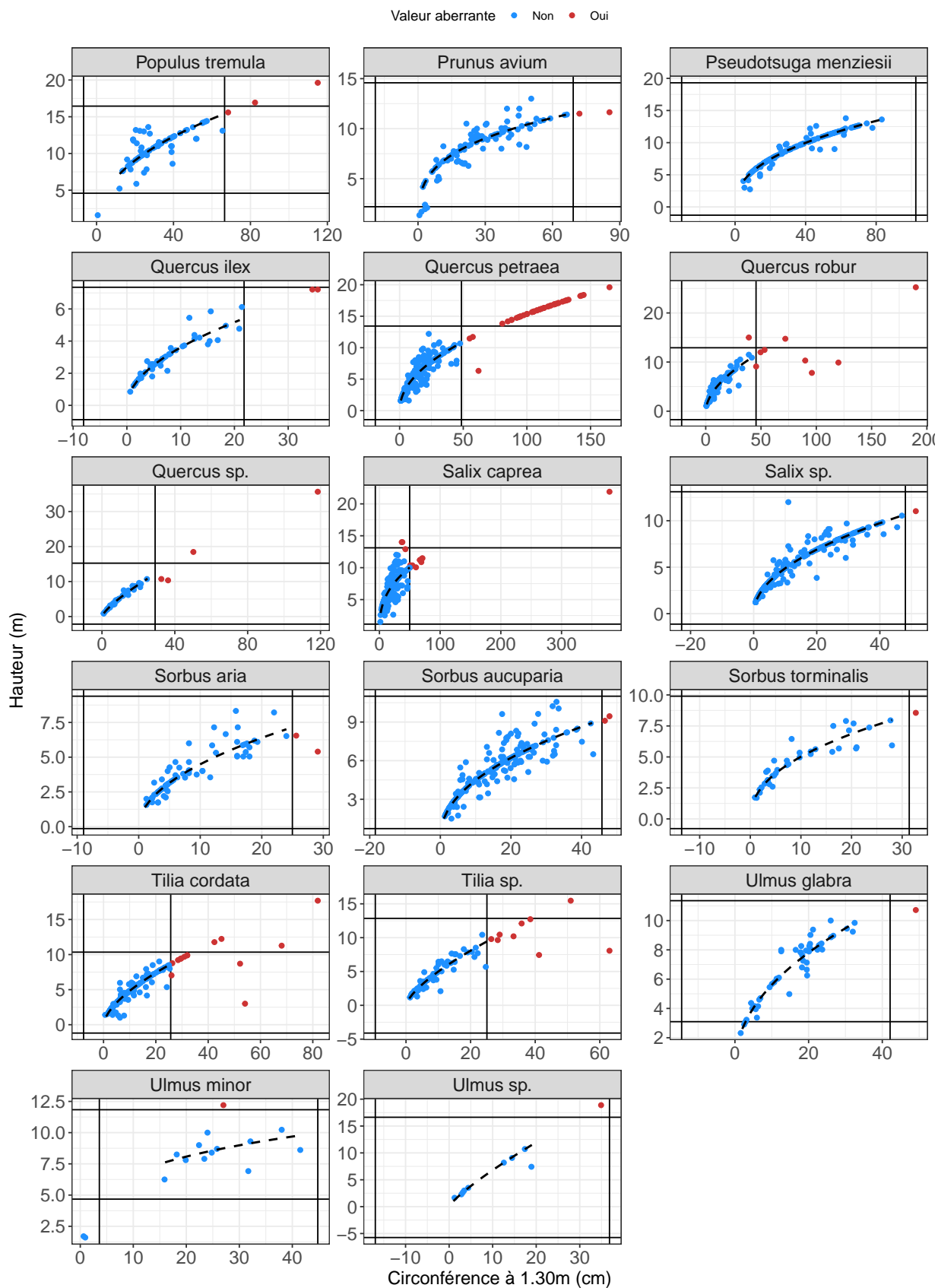




Annexe 4 : Résultats des régressions $C130 = f(H)$

Cette annexe détaille les résultats des régressions non linéaires obtenues pour chaque essence, à partir des données d'observation. Les points en rouge constituent des observations jugées aberrantes au sein d'une trouée d'après la méthode MCD, et n'ont pas été utilisés pour obtenir les régressions. Les droites noires matérialisent la zone en dehors de laquelle les valeurs sont jugées aberrantes d'après la méthode des interquartiles. Les points situés en dehors de cette zone ont été exclus pour calculer les volumes et les accroissements.





Bibliographie

- Archer, S.R., Andersen, E.M., Predick, K.I., Schwinning, S., Steidl, R.J., Woods, S.R., 2017. Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences, in: Briske, D.D. (Ed.), *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges*. Springer International Publishing, Cham, pp. 25–84. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- Augusto, L., Bellassen, V., Saint-André, L., 2024a. Méthode Boisement.
- Augusto, L., Bellassen, V., Saint-André, L., 2024b. Méthode Reconstitution de peuplements dégradés.
- Aza, C.H. de, Oviedo, F.B., Fernández, R.S.M., 2004. Modelo de probabilidad de germinación del pino negral "Pinus pinaster" Ait. Tras incendio. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 57–63.
- Badalamenti, E., Battipaglia, G., Gristina, L., Novara, A., Rühl, J., Sala, G., Sapienza, L., Valentini, R., Mantia, T.L., 2019. Carbon stock increases up to old growth forest along a secondary succession in Mediterranean island ecosystems. *PLOS ONE* 14, e0220194. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220194>
- Baeten, L., Velghe, D., Vanhellemont, M., De Frenne, P., Hermy, M., Verheyen, K., 2010. Early Trajectories of Spontaneous Vegetation Recovery after Intensive Agricultural Land Use. *Restoration Ecology* 18, 379–386. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00627.x>
- Cerioni, M., Brabec, M., Bače, R., Bādērs, E., Bončina, A., Brūna, J., Čečko, E., Cordonnier, T., Koning, J.H.C. de, Diaci, J., Dobrowolska, D., Dountchev, A., Engelhart, J., Fidej, G., Fuhr, M., Garbarino, M., Jansons, Ā., Keren, S., Kitenberga, M., Klopčič, M., Konôpka, B., Kopecký, M., Köster, K., Kucbel, S., Lacombe, E., Laurent, L., Leyman, A., Lingua, E., Macek, M., Maciejewski, Z., Malandra, F., Marzano, R., Metslaid, M., Morresi, D., Panayotov, M., Pawlak, B., Pittner, J., Šebeň, V., Socha, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tsvetanov, N., Urbinati, C., Vallet, P., Van de Kerckhove, P., Vandekerckhove, K., Vencurik, J., Vitali, A., Vodde, F., Wild, J., Nagel, T.A., 2024. Recovery and resilience of European temperate forests after large and severe disturbances. *Global Change Biology* 30, e17159. <https://doi.org/10.1111/gcb.17159>
- Deleuze, C., Morneau, F., Renaud, J.-P., Vivien, Y., Rivoire, M., Santenoise, P., Longuetaud, F., Mothe, F., Hervé, J.-C., Vallet, P., 2014. ONF_RDVT_44.pdf. RDV Techniques, ONF.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Barka, I., Trombik, J., Pavlenda, P., Šebeň, V., Štěpánek, P., Seidl, R., 2018. Post-disturbance recovery of forest carbon in a temperate forest landscape under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology* 263, 308–322. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.08.028>
- Dolle, M., Schmidt, W., 2007. Changes in plant species diversity during thirty-six years of undisturbed old-field succession.
- énergie, M. de la transition, 2022. Décision du 15 septembre 2022 portant création du groupe scientifique et technique du label Bas-Carbone.
- Escudero, A., Sanz, M.V., Pita, J.M., Pérez-García, F., 1999. Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines. *Annals of Forest Science* 56, 511–520. <https://doi.org/10.1051/forest:19990608>
- Fogarty, D.T., Peterson, R.B., Twidwell, D., 2022. Spatial patterns of woody plant encroachment in a temperate grassland. *Landscape Ecology* 37, 2835–2846. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01511-y>
- François, D., Deleuze, C., Richter, C., Fournier, S., 2024. Dendrometric tree characteristics from the RDI-ONF experimental network (Luxeuil - AR 1999_16_01) on juvenile beech stand management (*Fagus sylvatica*). <https://doi.org/10.15454/E8JIEM>

- Fu, Z., Li, D., Hararuk, O., Schwalm, C., Luo, Y., Yan, L., Niu, S., 2017. Recovery time and state change of terrestrial carbon cycle after disturbance. *Environmental Research Letters* 12, 104004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8a5c>
- Grand-Est, C., 2024. Chasse et équilibre forêt gibier. Site Internet du CNPF Grand Est.
- Harmer, R., Peterken, G., Kerr, G., Poulton, P., 2001. Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation* 101, 291–304. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00072-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00072-6)
- Harvey, B.J., Donato, D.C., Turner, M.G., 2016. High and dry: Post-fire tree seedling establishment in subalpine forests decreases with post-fire drought and large stand-replacing burn patches. *Global Ecology and Biogeography* 25, 655–669. <https://doi.org/10.1111/geb.12443>
- Hodge, S.J., Harmer, R., 1996. Woody colonization on unmanaged urban and ex-industrial sites. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 69, 245–261. <https://doi.org/10.1093/forestry/69.3.245>
- IGN, 2024. OCRE.
- Jonášová, M., Vávrová, E., Cudlín, P., 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management* 259, 1127–1134. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.027>
- Konôpka, B., Šebeň, V., Merganičová, K., 2021. Forest Regeneration Patterns Differ Considerably between Sites with and without Windthrow Wood Logging in the High Tatra Mountains. *Forests* 12, 1349. <https://doi.org/10.3390/f12101349>
- Konôpka, B., Šebeň, V., Pajtk, J., 2019. Species Composition and Carbon Stock of Tree Cover at a Postdisturbance Area in Tatra National Park, Western Carpathians. *Mountain Research and Development* 39, R71–R80. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-19-00008.1>
- Kramer, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., Wohlgemuth, T., 2014. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 331, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.002>
- Lang, K.D., Schulte, L.A., Guntenspergen, G.R., 2009. Windthrow and salvage logging in an old-growth hemlock-northern hardwoods forest. *Forest Ecology and Management* 259, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.042>
- Laurent, L., Lacombe, É., Collet, C.C., Dietz, L., Dupouey, J.-L., Gegout, J.-C., Gonin, P., Boulanger, V., 2021a. Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête (1999). 2 - éléments de diagnostic pour optimiser la reconstitution des peuplements sinistrés. *Rendez-vous Techniques de l'ONF* 11–16.
- Laurent, L., Lacombe, É., Collet, C.C., Dietz, L., Dupouey, J.-L., Gegout, J.-C., Gonin, P., Boulanger, V., 2021b. Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête (1999). 1 - Analyse des dynamiques naturelles forestières après deux décennies. *Rendez-vous Techniques de l'ONF* 3–10.
- Maia, P.A., 2014. POST-FIRE VEGETATION REGENERATION IN PORTUGAL IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT (PhD thesis). Universidade de Aveiro.
- Mallik, A.U., 2003. Conifer Regeneration Problems in Boreal and Temperate Forests with Ericaceous Understory: Role of Disturbance, Seedbed Limitation, and Keytsonne Species Change. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22, 341–366. <https://doi.org/10.1080/713610860>

- Martínez-Sánchez, J.J., Marín, A., Herranz, J.M., Ferrandis, P., De las Heras, J., 1995. Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. Pinaster Aiton* subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain. *Vegetatio* 116, 69–72. <https://doi.org/10.1007/BF00045279>
- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z., Kasparinskis, R., Brūmelis, G., 2012. Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforestry Systems* 85, 215–231. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9495-7>
- Senf, C., Müller, J., Seidl, R., 2019. Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology* 34, 2837–2850. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00921-9>
- Senf, C., Seidl, R., 2022. Post-disturbance canopy recovery and the resilience of Europe's forests. *Global Ecology and Biogeography* 31, 25–36. <https://doi.org/10.1111/geb.13406>
- Szwagrzyk, J., Maciejewski, Z., Maciejewska, E., Tomski, A., Gazda, A., 2018. Forest recovery in set-aside windthrow is facilitated by fast growth of advance regeneration. *Annals of Forest Science* 75, 80. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0765-z>
- Thuille, A., Buchmann, N., Schulze, E.-D., 2000. Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps, Italy. *Tree Physiology* 20, 849–857. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.13.849>
- Velázquez, E., Turrión, M.B., Bravo, F., 2023. Carbon accumulation over 70 years of old-field succession driven by live biomass in a Mediterranean continental environment. *Forest Ecology and Management* 548, 121422. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121422>
- Vilà-Cabrera, A., Espelta, J.M., Vayreda, J., Pino, J., 2017. “New Forests” from the Twentieth Century are a Relevant Contribution for C Storage in the Iberian Peninsula. *Ecosystems* 20, 130–143. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0019-6>
- Wohlgemuth, T., Schwitter, R., Bebi, P., Sutter, F., Brang, P., 2017. Post-windthrow management in protection forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research* 136, 1029–1040. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1031-x>