

Faculté des bioingénieurs

Conception de peuplements mélangés innovants à l'aide du modèle HETEROFOR

Auteur : Alsteens Emerick

Promoteurs : Prof. Jonard Mathieu
Prof. Ponette Quentin

Lecteurs : Ir. Timal Grégory
Dr. André Frédéric

Année académique : 2025-2026

Mémoire de fin d'étude présentée en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : Gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciement

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé et encadré tout au long de ce travail.

Premièrement, je tiens à remercier tout particulièrement mes promoteurs de mémoire, le Prof. Mathieu Jonard et le Prof. Quentin Ponette, qui m'ont accompagné tout au long de ce travail. Je vous remercie pour l'encadrement que vous m'avez offert, ainsi que pour votre confiance. Je voudrais également vous remercier pour tout le temps que vous m'avez consacré, ainsi que pour vos conseils et vos idées enrichissantes, qui m'ont permis de m'améliorer et, par conséquent, d'améliorer ce manuscrit. J'aimerais enfin vous remercier pour la possibilité et l'encadrement qui m'ont permis de réaliser ce chouette mémoire.

J'aimerais également remercier mes lecteurs, l'Ir. Grégory Timal et le Dr. Frédéric André, d'avoir pris le temps de lire mon mémoire et d'assister à ma défense. Je les remercie également pour l'intérêt qu'ils portent à mon étude. Je me réjouis de répondre à leurs questions, dont je suis certain qu'elles seront enrichissantes.

Toujours dans le cadre de la réalisation de ce travail, je voudrais remercier les personnes travaillant sur HETEROFOR, qui ont pu m'aider en répondant à mes questions. Je voudrais de ce fait remercier le Dr. Frédéric André et le Dr. Arthur Guignabert, ainsi que Sébastien Fauconnier et Thomas Rasquinet, pour leurs réponses à mes questions sur le fonctionnement du modèle.

Je tiens également à remercier François de Coligny pour son aide lors de l'installation de Capsis4 et HETEROFOR, m'ayant permis de réaliser cette étude.

Je remercie également l'Manoël Dewaersegger pour son fichier R et ses explications permettant de créer des plantations dans HETEROFOR, établis lors du projet Optimel, qui m'ont servi de base pour développer les agencements de plantation utilisés dans la présente étude.

Je tiens également à remercier ma famille et Clara pour tout le soutien qu'ils m'ont apporté durant ce projet, ainsi que tout au long de mes cinq années d'études. Je tiens encore tout particulièrement à remercier Clara pour son soutien inestimable, sans lequel la finalisation de ce travail et de mes années d'études aurait été beaucoup plus compliquée.

Résumé

L'établissement des peuplements mélangés est sujet à différentes limites, dont le manque de guides clairs pour leur mise en place. Ce mémoire vise, à partir de la modélisation sylvicole, à décrire différents itinéraires sylvicoles pour différents mélanges, afin de mieux comprendre leur établissement à partir de la plantation. L'objectif est donc de décrire différents itinéraires sylvicoles permettant la survie du mélange dans le temps à partir de la plantation, pour différents objectifs du mélange (production, biodiversité et adaptation au changement climatique), différents agencements spatiaux et par conséquent différents degrés d'intimité, ainsi que différentes sylvicultures.

L'établissement d'itinéraires sylvicoles pour les peuplements mélangés s'est effectué sur dix mélanges différents de deux essences, établis pour différents objectifs. Ces itinéraires sont développés depuis la plantation, testant six agencements de plantation différents et deux types de sylviculture (en plein et par arbre objectif). Le déroulement de ces itinéraires se fait grâce au modèle HETEROFOR, sur une durée de 74 ans.

La variation de l'intimité lors de la plantation a un impact sur l'évolution de la proportion des essences dans les années qui suivent. Il en ressort que les essences jugées compatibles ne présentent pas de variation de l'indice de Pielou au cours des 74 ans. De ce fait, le maintien de la proportion des essences dans le mélange, lors de la variation de l'intimité et de la sylviculture, peut constituer une mesure de compatibilité.

De plus, pour les mélanges peu compatibles, où une essence exerce une forte concurrence sur celle qui lui est associée, la diminution du degré d'intimité au sein du mélange et/ou une sylviculture par arbre objectif favorisent le maintien du mélange.

Concernant l'évaluation de la biodiversité du mélange, de par le modèle utilisé, le nombre de dendromicrohabitats observés sur le peuplement dépend fortement du nombre de tiges présentes sur celui-ci, favorisant ainsi la sylviculture en plein conduisant à une densité de tiges supérieure.

CRedit

Etapes	Emerick Alsteens	Autres contributeur*	Intelligence artificielle
Conceptualisation	X	MJ,QP	
Méthodologie	X	MJ,QP. MD : fichier R de plantation dans HETEROFOR	
Investigation	X		
Analyse formelle	X		Aide à la correction d'erreurs au sein du code R (Piccolo et Claude AI).
Validation	X	MJ,QP	
Rédaction - version original	X		
Rédaction – révision et édition	X	MJ,QP	Aide à la reformulation et correction orthographique (Piccolo et Claude AI).
Visualisation	X		Aide à la création de graphiques et tableaux (Piccolo et Claude AI).
Supervision		MJ,QP	

*MJ : Prof. Mathieu Jonard, QP : Prof. Quentin Ponette, MD : Manoël Dewaersegger.

Conceptualisation : Le sujet d'étude est proposé par le Prof. Quentin Ponette. La conception et le développement de ce sujet d'étude ont été effectués lors de réunions entre l'auteur, le Prof. Mathieu Jonard et le Prof. Quentin Ponette.

Méthodologie : La démarche d'étude et les méthodologies ont été imaginées lors de réunions entre l'auteur, le Prof. Mathieu Jonard et le Prof. Quentin Ponette.

Le fichier R de plantation utilisé dans le projet Optimel et développé par l'Ir. Manoël Dewaersegger a été transmis à l'auteur. Ce fichier a servi de base pour comprendre comment créer un fichier de plantation dans R. À partir de celui-ci, l'auteur l'a modifié pour créer, dans HETEROFOR, les plantations définies dans la présente étude.

Validation : Les résultats ont été validés par le Prof. Mathieu Jonard et le Prof. Quentin Ponette.

Rédaction – révision et édition : Le Prof. Mathieu Jonard et le Prof. Quentin Ponette ont effectué plusieurs relectures, aboutissant à des propositions et corrections concernant la forme et le contenu. Le manuscrit a par la suite été corrigé et adapté en fonction de celles-ci.

Utilisation de l'intelligence artificielle : Elle a été employée pour la vérification de la rédaction, à savoir la correction de l'orthographe et de la grammaire, ainsi que pour la reformulation de phrases au sein d'un paragraphe.

Elle a également été employée lors du codage dans R, où elle a permis de comprendre le fonctionnement de nouveaux packages et aider à la correction d'erreurs au sein du code, principalement pour la création de graphiques, tableaux et fonctions.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.	Etat de l’art.....	3
2.1	La forêt dans un climat changeant.....	3
2.1.1	Changement climatique et son impact sur les forêts	3
2.1.2	Adaptation de la gestion forestière.....	4
2.1.3	Composition de la forêt wallonne et risques associés	7
2.2	Mélanges d’essences	8
2.2.1	Interactions entre les espèces au sein du mélange.....	8
2.2.2	Rôles des essences dans le mélange	9
2.2.3	Compatibilité entre les essences.....	10
2.2.4	Services écosystémiques rendu par le mélange.....	10
2.3	Itinéraire sylvicole en peuplement mélangé.....	11
2.3.1	Contraintes et obstacle au peuplement mélangé.....	11
2.3.2	Itinéraires de régénération pour la création de peuplements mélangés à partir de plantations en plein	12
2.3.3	Itinéraires d’éclaircie.....	13
2.4	Modélisation de la dynamique forestière	16
2.4.1	Intérêt de la modélisation pour étudier les peuplements mélangés	16
2.4.2	Approches existantes des modèles de croissances sylvicoles	17
2.4.3	Modèles basés sur les individus spatialement explicite	18
3.	Objectif et démarche	21
4.	Matériel et méthodes.....	22
4.1	Définition des mélanges	22
4.1.1	Caractéristiques des essences	23
4.1.2	Caractéristique du mélange	27
4.1.3	Sélection des mélanges d’essences	29
4.2	Définition des itinéraires sylvicoles par mélanges	30
4.2.1	Schéma de plantation	30
4.2.2	Les layons d’exploitation	32
4.2.3	Approches sylvicoles.....	32
4.3	Modélisation des mélanges	37
4.3.1	Implémentation dans HETEROFOR.....	37
4.4	Traitement des résultat des simulations.....	39

4.4.1	Création des indicateurs	39
4.4.2	Modèle linéaire.....	41
5.	Résultats.....	43
5.1	Effet du mélange sur l'équitabilité	43
5.2	Potentialités des peuplements.....	47
5.2.1	Approche globale	47
5.2.2	Approche par potentialité	48
6.	Discussion.....	55
6.1	Les potentialités des mélanges, définies a priori, sont-elles effectives au niveau des simulations ?.....	55
6.2	Quel est l'impact du degré d'intimité sur la réussite du mélange : sur son équitabilité et sa potentialité ?	56
6.2.1	Impact du degré d'intimité sur l'équitabilité.....	56
6.2.2	Impact du degré d'intimité sur les potentialités du mélange.....	59
6.3	Les valeurs d'équitabilité sont-elles impactées par la compatibilité entre les essences ?	62
6.4	Quelle gestion est la plus adaptée aux peuplements mélangés ?.....	64
6.5	Perspectives d'études	67
7.	Conclusion	69
8.	Références.....	71
9.	Annexe	80
9.1	Itinéraire d'éclaircie hypothétique.....	80
9.2	Prescription de densité d'arbre objectifs	80
9.3	Itinéraire sylvicole.....	81
9.4	Les modèles linéaires	98
9.5	Graphiques non présenté	99
9.5.1	Indicateurs des potentialités du mélange.....	99
9.5.2	Bilan hydrique du peuplement	100
9.6	Fonctionnement d'HETEROFOR	102

1. Introduction

Cette étude s'intéresse aux peuplements mélangés et, plus précisément, aux différentes méthodes de conception de ces peuplements.

Les peuplements mélangés correspondent à une approche de gestion visant à associer plusieurs essences interagissant entre elles au sein d'un même peuplement. L'intérêt pour les peuplements mélangés augmente à partir du milieu des années 1800, avec le développement d'une approche de la sylviculture plus proche de la nature, puis dans la recherche à partir de 1993 (Gamborg & Larsen, 2003; Knoke et al., 2008).

Au fil du temps, les études ont montré de nombreux intérêts des peuplements mélangés comparativement aux peuplements monospécifiques, que ce soit pour les services écosystémiques fournis ou pour leur résilience (Jactel et al., 2018; Messier et al., 2022). Les forêts mélangées permettent de fournir davantage de biomasse et de séquestration de carbone, de favoriser la biodiversité et les services culturels, et d'améliorer la protection des sols ainsi que la sécurité en eau (Messier et al., 2022).

Ces avantages conférés par les mélanges proviennent des relations entre les essences, qui peuvent être décrites par des relations de diversité-productivité et des relations biodiversité-résistance (Jactel et al., 2017; Loreau & de Mazancourt, 2013). Ces relations, via l'augmentation de la diversité au sein des écosystèmes, permettent d'augmenter la résistance et la productivité de ceux-ci. Elles entraînent cependant des effets à la fois positifs et négatifs, l'augmentation de la diversité devient donc intéressante lorsque les effets positifs surpassent les effets négatifs (Loreau & de Mazancourt, 2013). Ceci se traduit par exemple par un effet de surproduction permis grâce au mélange, lorsque l'intérêt est porté sur la productivité (Forrester & Bauhus, 2016; Loreau & de Mazancourt, 2013). Différentes relations peuvent permettre d'augmenter cette productivité, comme la facilitation, la partition de niche, ou la réduction de la compétition (Forrester & Bauhus, 2016; Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018).

Concernant la meilleure résilience des peuplements mélangés, celle-ci est permise par la diversité qui règne au sein de cet écosystème, telle que la diversité génétique, structurelle, spécifique et fonctionnelle (Bauhus et al., 2017; Guignabert et al., 2024; Mina et al., 2022). La diversité spécifique est bénéfique de par les différences de comportement des essences face aux perturbations, comme leur asynchronie, leur vitesse de récupération et la réduction de la compétition (Loreau & de Mazancourt, 2013). Cette résilience aux perturbations devient plus intéressante dans un contexte de changement climatique, où les perturbations deviennent plus fréquentes et intenses (Harchies et al., 2025; Himpens et al., 2017; Lindner et al., 2010).

La présence de peuplements mélangés reste cependant encore réduite, en raison des limites qui leur sont associées. La limite majeure à leur implantation réside dans le manque d'information sur la manière de gérer ces peuplements (Bauhus et al., 2017; Pretzsch et al., 2021). Comparée aux peuplements purs, la gestion des peuplements mélangés demande de prendre en compte davantage de paramètres, comme leur compatibilité, leur allométrie et les interactions entre essences (Bauhus et al., 2017; de Guerry et al., 2023). Ces variables supplémentaires à considérer dans la gestion, combinées au manque de guides clairs, entraînent de nombreuses incertitudes quant à leur mise en œuvre.

Différentes méthodes existent pour diversifier les peuplements, comme la plantation en plein, l'enrichissement ou la régénération naturelle (de Guerry et al., 2023). Le cas d'une diversification par plantation en plein s'impose généralement à la suite d'une coupe rase d'un peuplement monospécifique, celle-ci survenant suite à l'atteinte du terme d'exploitabilité ou suite à différentes perturbations, qu'elles soient sanitaires (exemple : scolyte) ou climatiques (exemple : incendie, tempête).

L'intérêt à la plantation en plein est qu'elle permet de choisir et varié l'intimité désirée entre les essences du mélange, via l'agencement de plantation appliqué. Cette intimité influence les relations interspécifiques et intraspécifiques qui se produisent dans le mélange, et affecte de ce fait les relations de diversité-productivité, de diversité-résistance et la survie de l'essence dans le mélange (Bauhus et al., 2017; del Río et al., 2016; Jactel et al., 2017; Oliver & Larson, 1996).

Ce mémoire vise donc à mieux comprendre et à identifier les différentes manières de concevoir un peuplement mélangé à partir de la plantation, dans l'objectif de mettre en évidence les pratiques les plus intéressantes pour établir ces peuplements.

2. Etat de l'art

Ce mémoire vise à proposer des itinéraires sylvicoles pour la création *ex nihilo* des peuplements mélangés. À cette fin, un état des connaissances actuelles sur le sujet est présenté. Cette section aborde également plusieurs concepts clés indispensables à la compréhension et au bon déroulement de l'analyse, tels que l'intérêt des peuplements mélangés et la pression que subissent les forêts (point 2.1), la sylviculture en mélange (point 2.2), la modélisation de simulations sylvicoles (point 2.3).

2.1 La forêt dans un climat changeant

2.1.1 Changement climatique et son impact sur les forêts

Le changement climatique a un impact certain en Wallonie, d'un point de vue de la température, elle a augmenté de 0,7°C en moyenne entre 1981 et 2010 et de 1,3°C à Uccle (Harchies et al., 2025). En Belgique, une augmentation des précipitations hivernales est attendue, associée à des hivers plus doux et à un risque accru de précipitations importantes. En été, à l'inverse, une diminution des précipitations est attendue, entraînant des étés plus chauds et plus secs, marqués par des canicules plus fréquentes et plus intenses (Harchies et al., 2025; Himpens et al., 2017; Lindner et al., 2010). Ces changements entraînent des conséquences pour les forêts, que ce soit l'augmentation des températures mais également la diminution de la pluviométrie, elles ont toutes les deux un effet négatif sur la productivité primaire nette du peuplement (de Wergifosse et al., 2022). De ce fait, il s'observe ainsi une baisse de la croissance des arbres durant l'année de la sécheresse, mais son impact est encore plus marqué l'année suivante (Granier et al., 2007).

Le changement climatique va exercer divers impacts sur la forêt, au-delà des impacts directs cités précédemment (température, pluviométrie). Premièrement, l'augmentation des gaz à effet de serre s'accompagne d'une augmentation des concentrations de CO₂. Cette dernière a pour effet de stimuler la photosynthèse par l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique (de Wergifosse et al., 2022; Lindner et al., 2010). Mais cette stimulation n'induirait un taux de croissance proportionnel, en raison de facteurs limitants pouvant restreindre l'augmentation de productivité à un effet temporaire (Himpens et al., 2017; Lindner et al., 2010). Cette stimulation de la photosynthèse est généralement reprise sous le nom de fertilisation par le CO₂, entraînant une augmentation de l'efficacité d'utilisation de l'eau par les arbres (de Wergifosse et al., 2022; Lindner et al., 2010).

En Wallonie par exemple, cette productivité est généralement limitée par la fertilité et l'humidité des sols. Le changement climatique exacerberait en outre ces problèmes de déficit ou d'excès hydrique généralement rencontrés dans les forêts wallonnes (Himpens et al., 2017). Deuxièmement, ce changement climatique a un impact sur la phénologie, via un allongement de la durée de la saison de végétation caractérisée généralement par un débourrement plus précoce et une sénescence plus tardive (de Wergifosse et al., 2022; Lindner et al., 2010). Par conséquent, l'effet de la stimulation de la photosynthèse et de l'allongement de la saison de végétation peut être bénéfique ou négatif, variant selon la région considérée, avec une tendance positive dans les zones boréales et tempérées, mais négative dans les zones où la productivité est limitée par la disponibilité en eau (de Wergifosse et al., 2022; Lindner et al., 2010).

D'un point de vue sanitaire, les impacts sont multiples : l'augmentation et la modification de la durée de la saison de végétation peuvent ainsi affecter les relations hôtes-parasites. C'est

notamment le cas d'*Ips typographus*, responsable de dégâts importants sur *Picea abies* depuis 2018.

En conditions normales, les mécanismes de défense des conifères leur permettent de se protéger contre les attaques de scolytes, qui ne ciblent que les arbres dépérissant. Cependant, ces arbres peuvent s'affaiblir, les rendant ainsi vulnérables, que ce soit à cause du changement climatique ou de l'augmentation des parasites (Krokene, 2015). Il a été montré que, pour cette espèce de scolyte de l'épicéa, l'augmentation des températures suffit à elle seule à entraîner une augmentation des infestations, contrairement aux autres espèces de scolytes, pour lesquelles ce sont les effets cumulés de la température et d'autres facteurs abiotiques qui favorisent l'infestation (Marini et al., 2016). D'une manière générale, l'augmentation des températures favorise le développement des insectes, leur permettant d'effectuer leur cycle plus rapidement (Himpens et al., 2017; Lindner et al., 2010). Cela pourrait ainsi entraîner, pour *Ips typographus*, le passage de deux à trois cycles de vie lors des années les plus chaudes.

Toujours d'un point de vue sanitaire, le changement climatique peut avoir un impact en favorisant l'activité des parasites, ainsi qu'en facilitant leur dispersion et leur arrivée dans de nouvelles aires de répartition. Cela entraîne alors leur présence en tant qu'espèces exotiques, ce qui peut potentiellement engendrer de graves dégâts (Loustau et al., 2004).

Le changement climatique, à travers les modifications de température et de précipitation, a un impact sur l'aire de répartition des espèces forestières. D'un point de vue de l'aire de répartition potentielle des espèces, une tendance nette au déplacement des essences méridionales vers le Nord et l'Est est observée. Par ailleurs, les espèces subissant le plus fortement les effets du changement climatique sont celles supportant mal les sécheresses édaphiques (Loustau et al., 2004). Concernant l'adaptation des arbres à ces changements, leur longue durée de vie ainsi que la vitesse de ces changements ne leur permettent pas de s'adapter suffisamment rapidement à ces nouvelles conditions, même si ces espèces possèdent une certaine plasticité phénotypique (Himpens et al., 2017; Lindner et al., 2010).

2.1.2 Adaptation de la gestion forestière

2.1.2.1 Résilience des peuplements mélangés

Dans un contexte de climat changeant, entraînant des modifications et des incertitudes climatiques ainsi qu'une augmentation de l'occurrence et de l'intensité des perturbations, une manière d'améliorer cette résistance consiste à renforcer la résilience des peuplements. Cela permet de réduire leur susceptibilité face à ces perturbations. La résilience des peuplements peut ainsi être améliorée par diverses pratiques de gestion forestière.

Ce changement climatique entraîne des modifications du fonctionnement de l'écosystème associées à des perturbations encore inconnues. L'augmentation de la résilience et de la stabilité des écosystèmes passe par l'augmentation de la diversité fonctionnelle (telle que la diversité des traits spécifiques), de la diversité génétique, de la diversité spécifique et de la diversité structurale (Bauhus et al., 2017; Guignabert et al., 2024; Mina et al., 2022). Cette augmentation dans les peuplements mélangés passe également par les relations entre les essences et plus précisément les relations biodiversité-résistance (Brocknerhoff et al., 2017; Jactel et al., 2017). L'étude de Guignabert et al. (2024) permet de démontrer, à l'aide du modèle HETEROFOR, que la stratégie de diversification fonctionnelle est la seule pour laquelle la stabilité temporelle est identique entre le scénario avec et sans perturbation.

Concernant la résilience à un niveau supra-peuplement, la connectivité fonctionnelle permet également d'augmenter la résistance des forêts. Son niveau d'application se situe à l'échelle du paysage où cette connectivité permet une meilleure recolonisation du peuplement perturbé par des peuplements sains après une perturbation (Mina et al., 2022).

L'amélioration de cette résilience permet de faire face à de nombreuses perturbations, telles que la résistance aux tempêtes, à la sécheresse, aux incendies ainsi qu'aux impacts sanitaires. Perturbations qui seront plus fréquentes et intenses suite au changement climatique.

Concernant les tempêtes, la forêt naturelle est considérée comme résistante à celles-ci, l'origine de cette résistance est liée à la diversité spécifique et structurale. Dans ces conditions, la forêt mélangée est considérée comme naturelle. Parmi les bénéfices relatifs à la diversité en essences figure la diversité liée à l'espèce, telle que la résistance intrinsèque des espèces aux tempêtes et la présence d'un houppier hivernal. Quant à la diversité structurale, elle se traduit par une présence dispersée des essences au sein du peuplement, permettant d'éviter un impact cumulatif de la tempête, ainsi que par un peuplement multistrate, qui permet de répartir la force cinétique du vent sur l'ensemble des strates plutôt que sur une seule, comme c'est le cas en peuplement monospécifique. De plus, l'auto-éclaircie, présente en mélange, permettrait d'éviter une ouverture trop importante du peuplement et donc le risque de déséquilibre associé (Brockhoff et al., 2017).

Concernant la résistance à la sécheresse, l'impact des peuplements mélangés est fortement variable, que ce soit entre les régions du monde, entre les essences ou entre les mélanges. Car les essences présentes dans le mélange, plus précisément leur fonctionnement et leurs interactions, influencent cette résistance à la sécheresse. Toutefois, en région tempérée, cet impact tend généralement vers une meilleure résistance à la sécheresse (Jactel et al., 2017).

D'un point de vue des crises sanitaires, les peuplements mélangés sont plus résistants que les monocultures face aux infections d'insectes ou de ravageurs. Cette meilleure résistance est rendue possible par les mécanismes de résistance associative, ainsi que par l'espacement entre les individus d'une même espèce (Brockhoff et al., 2017; Jactel et al., 2021). D'un point de vue de la résistance, les mélanges présentant l'intimité la plus élevée entre essences sont les plus adaptés (Jactel et al., 2021).

2.1.2.2 Effet des pratiques de gestions forestières

Concernant sa mise en pratique dans la gestion, la diversification des peuplements que ce soit d'un point de vue structural, spécifique ou fonctionnel nécessite une gestion active, de manière à augmenter la résilience et à la maintenir dans le temps.

- Diversification d'essence et diversification fonctionnel

Ces deux types de diversification sont distincts, même si l'un peut influencer l'autre. Un écosystème riche en espèces peut ainsi présenter une pauvreté fonctionnelle, en raison des traits fonctionnels apportés par les différentes essences, ce qui entraîne une faible résilience face aux perturbations (Aquilué et al., 2021). La diversification spécifique se limite à augmenter le nombre d'essences présentes dans le peuplement. En revanche, la diversité fonctionnelle, comme mentionné précédemment, se concentre sur les traits fonctionnels associés à chaque essence.

La diversité fonctionnelle d'une essence correspond à la variété des fonctions qu'elle remplit au sein de l'écosystème (Messier et al., 2022). La diversification fonctionnelle vise donc à accroître cette diversité ainsi que leur redondance, afin d'éviter la perte d'une fonction en cas de disparition d'une essence (Guignabert et al., 2024).

La diversification spécifique peut également être associée à la diversification du cortège de biodiversité associé à ces différentes essences (Branquart & Liégeois, 2010; Himpens et al., 2017). Ce potentiel dépend du nombre d'espèces associées directement à l'arbre par des liens trophiques et/ou fonctionnels, il va ainsi joué un rôle dans la diversité globale des espèces de l'écosystème (Branquart & Liégeois, 2010). Ce potentiel est supérieur chez les feuillus par rapport aux résineux.

La diversification des essences peut également passer par l'introduction d'essences exotiques, intéressante d'un point de vue de leur résistance au déficit hydrique et à la sécheresse, dans l'optique d'améliorer la résistance au changement climatique. Une essence est qualifiée d'exotique lorsqu'elle est déplacée en dehors de son aire de répartition naturelle. Cependant, ces introductions suscitent de nombreux débats et appellent à la vigilance (Comité français de l'UICN, 2024b).

- Diversification structurale

Cette diversification existe sous différentes formes, telles que la sylviculture irrégulière, la sylviculture Pro Silva ou la sylviculture à couvert continu. Cette dernière permet par exemple de limiter la consommation en eau de l'écosystème. De manière générale, la promotion de structures complexes au sein de l'écosystème permet d'augmenter sa résilience (Himpens et al., 2017).

- Diversification génétique et migration assistée

Au sens du Comité français de l'UICN, la migration assistée correspond au déplacement d'essences forestières d'une partie à une autre de leur aire de répartition, afin de favoriser leur expansion, dans l'objectif, entre autres, d'introduire des génotypes mieux adaptés au déficit hydrique (Comité français de l'UICN, 2024a).

Cette migration s'intègre dans un objectif de gestion visant à lutter contre le changement climatique. D'autres objectifs liés à cette migration sont également évoqués, tels que la prévention de l'extinction d'une espèce, le maintien des services écosystémiques, de la biodiversité ou des retombées économiques. Toutefois, l'intérêt principal mis en évidence reste le renouvellement des forêts productives (Comité français de l'UICN, 2024a). Cette migration assistée attend d'être dissociée de l'introduction d'espèces exotiques préalablement citées (Comité français de l'UICN, 2024a, 2024b).

Concernant l'installation sur le terrain des différents types de diversification mentionnés ci-dessus. Les méthodes employées vont dépendre du statut de la zone à diversifier, que ce soit après une coupe rase ou sur un peuplement jeune ou âgé. Parmi les méthodes existantes pour augmenter la diversité, se trouve la plantation en plein, l'enrichissement ou encore la régénération naturelle (de Guerry et al., 2023).

Dans le cas d'une plantation en plein, celle-ci résulte généralement d'une coupe rase suivie d'une mise à nu du sol. Pour réaliser la plantation, différents agencements des essences sont possibles : mélange pied à pied, en ligne, en bande, ou encore plus largement par parquets

(Forrester & Bauhus, 2016; Pretzsch et al., 2021). Les agencements en bandes et en parquets sont généralement les plus recommandés (Kerr et al., 2020; Peterken & Evans, 1985). La compatibilité des essences doit également être prise en compte pour adapter la composition du mélange ainsi que l'agacement et sa gestion future (Kerr et al., 2020).

Concernant les plantations d'enrichissement, celles-ci peuvent s'effectuer dans différentes situations : dans un peuplement adulte pour un objectif de diversification et d'irrégularisation, ou dans un recrû de ligneux âgé de deux à trois ans après une coupe rase (Bois & Forêts de Normandie, 2019).

Dans le cas d'un peuplement adulte, la forme des plantations d'enrichissement peut être en bande ou en trouée. Dans le cas des trouées, deux possibilités sont à distinguer selon la taille de celle-ci, à savoir le parquet ou le bouquet. Les parquets sont de plus grande taille que les bouquets, avec une surface d'au moins 0,2 ha, ce qui permet un accès à la lumière plus facile, contrairement au bouquet, pour lequel la plantation se fait par groupes de plants dans des trouées de quelques ares. Un enrichissement par bouquet est généralement effectué dans des peuplements irréguliers et ouverts, où la régénération naturelle est bloquée (Bois & Forêts de Normandie, 2019). Dans le recrû ligneux, la plantation peut s'effectuer en placeaux (de 0,5 à 2 ares) ou en bouquets (de 8 à 10 ares) le long des cloisonnements sylvicoles (DRAAF & AURA, 2024).

Dans le cas de la création d'un peuplement mélangé à l'aide d'une régénération naturelle, il est nécessaire d'avoir préalablement maintenu les tiges des essences objectifs en tant que semenciers. Par la suite, lorsque la régénération naturelle est présente, le choix et le maintien du mélange peuvent se faire de deux manières. Les arbres d'intérêt peuvent être identifiés par points d'impact, à l'aide d'une grille systématique ou de manière ciblée sur certains individus choisis (DRAAF & AURA, 2024).

2.1.3 Composition de la forêt wallonne et risques associés

En Wallonie, d'après Nailis et al. (2024) les peuplements mélangés représentent 22,7 % de la surface forestière totale. Les peuplements monospécifiques, principalement des pessières, chênaies ou hêtraies, en représentent quant à eux 74 %. Le reste de la surface forestière est occupée par les taillis. Parmi les mélanges les plus présents figurent le mélange hêtre-chêne (5,6 %), le mélange chêne-frêne (1,4 %) ainsi que le mélange épicéa-douglas (3,2 %). En 2008, la part des mélanges était quelque peu équivalente, avec 5 % de chêne-hêtre et 2 % d'épicéa-douglas (Alderweireld et al., 2015). L'évolution des mélanges dépend fortement du type d'essences considéré. Entre 1982 et 2019, une tendance vers une présence accrue en mélange a été observée pour le chêne, le frêne, l'épicéa et le pin sylvestre, tandis qu'une tendance stable a été notée pour le douglas et le hêtre, et une tendance vers des peuplements purs pour le bouleau (Perin & Thibaut, 2025).

Chez les feuillus, les essences les plus présentes en mélange sont le hêtre et le chêne. Concernant les résineux, l'épicéa est l'essence résineuse la plus fréquemment associée en mélange, que ce soit avec d'autres résineux ou avec des feuillus (Alderweireld et al., 2015).

Comme mentionné précédemment, en raison du changement climatique, la pression attendue des perturbations sur les forêts tend à s'accroître. La diversité au sein de celles-ci joue un rôle important, comme discuté au point 2.1.2.1 pour la résilience et 2.2.1 pour la productivité. Or,

la forêt wallonne est peu diversifiée, puisqu'elle est encore composée d'environ 74 % de peuplements monospécifiques (Nailis et al., 2024), représentant un risque pour celle-ci.

Afin de caractériser le risque, un indicateur a été développé pour identifier les dangers du changement climatique sur les forêts. Il a été établi pour le hêtre et l'épicéa, ce qui permet de couvrir 35 % de la forêt wallonne. Dans un scénario climatique à +4 °C, 43 % de la forêt wallonne seraient vulnérables et 12 % seraient considérés comme très vulnérables principalement lié à des sols schisteux et superficiel. Plus précisément, en Ardenne, où l'analyse a pu être plus fine car les hêtraies et pessières occupent 50 % du territoire forestier, il est estimé que 25 % seraient très vulnérables sur le long terme, et que 25 % subissent déjà l'impact du changement climatique (Harchies et al., 2025).

Cette majorité de peuplements monospécifiques dans la forêt wallonne représente un risque lié à leur résilience plus faible, par rapport au niveau de résilience obtenu en peuplement mélangé, comme discuté dans la section consacrée à la résilience. Pour améliorer la résilience des forêts wallonnes, il est nécessaire de passer par la diversification de celles-ci (détaillée à la section « Résilience des peuplements mélangés »). Cette diversification peut s'opérer de nombreuses manières différentes, que ce soit par les essences apportées (migration assistée, diversité de provenance, diversité d'essences) ou par les méthodes de diversification employées (plantation, régénération naturelle, enrichissement).

2.2 Mélanges d'essences

2.2.1 Interactions entre les espèces au sein du mélange

Les interactions entre les espèces peuvent être représentées, au sein d'un écosystème, par les relations diversité-productivité (DPR, « *diversity-productivity relationship* ») (Loreau & de Mazancourt, 2013). Ces relations peuvent être influencées par différents facteurs, généralement liés à des différences interspécifiques ou intraspécifiques. Parmi les différences interspécifiques figurent notamment des différences en termes de phénologie, de physiologie et de morphologie (Forrester & Bauhus, 2016).

Les effets des relations diversité-productivité peuvent être regroupés en deux catégories : la complémentarité et la sélection (Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018). L'effet de complémentarité peut se produire de différentes manières, que ce soit par la facilitation, la partition de niche, la réduction de la compétition, ou par des relations intertrophiques à différents niveaux de la chaîne trophique, voire par des relations non trophiques (Forrester & Bauhus, 2016; Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018). Ce fonctionnement complémentaire entre les espèces peut se traduire par un phénomène de surproduction (« *overyielding* »), correspondant à une productivité supérieure du mélange par rapport à une monoculture correspondant (Loreau & de Mazancourt, 2013).

Selon Bauhus et al. (2017), la facilitation correspond à une interaction entre différentes essences qui profite à au moins l'une d'elles, sans entraîner d'effet négatif pour les autres. La réduction de compétition signifie quant à elle que la compétition interspécifique observée dans le mélange est plus faible que la compétition intraspécifique en monoculture. Cette réduction comprend de multiples phénomènes, tels que le partage des ressources et des prédateurs, l'interférence et la facilitation (Loreau & de Mazancourt, 2013).

C'est pourquoi ces deux principes sont fortement interdépendants, ce qui rend par conséquent difficile l'attribution d'un effet observé à l'un ou à l'autre. Ainsi, il n'existe aucune étude, dans

le domaine forestier, où les effets de facilitation peuvent être clairement distingués de ceux liés à la réduction de compétition (Forrester & Bauhus, 2016).

Le deuxième groupe, reprenant la sélection (ou dominance), correspond au cas où une espèce, de par ses caractéristiques propres, tend à dominer les autres espèces présentes au sein d'un écosystème (Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018). Il en résulte une distribution inégale de la contribution des espèces à la productivité de l'écosystème, la productivité de l'essence dominante en mélange étant directement liée à sa productivité en monoculture, sans subir d'effet supplémentaire lié à sa présence en mélange (Van de Peer, Thomas, 2018).

Loreau & de Mazancourt, (2013) met en évidence que, de manière générale, la compétition interspécifique déstabilise l'écosystème, mais que ces relations de compétition sont en réalité très complexes et peuvent entraîner des effets tant positifs que négatifs. Ainsi, lorsque ces effets deviennent positifs, ils conduisent à une meilleure résilience du peuplement, traduisant une complémentarité telle que définie par Bauhus et al. (2017), où les effets de réduction de compétition et de facilitation l'emportent sur les effets négatifs liés à la compétition.

De plus, l'augmentation de la biodiversité permet d'augmenter la stabilité des écosystèmes dans le temps (Loreau & de Mazancourt, 2013), en particulier face aux changements environnementaux, et ce via différents mécanismes tels que l'asynchronie des espèces, leur vitesse de réponse aux perturbations et la réduction de la compétition, comme évoqué précédemment. L'asynchronie des espèces représente le fait que les espèces répondent différemment aux modifications de leur environnement, que ce soit dans le temps ou dans l'espace. Cette asynchronie est liée à l'occupation de niches fondamentales différentes. Elle a toujours pour effet d'augmenter la stabilité de l'écosystème, de par son effet tampon lié au fonctionnement différencié des espèces coexistant au sein de celui-ci (Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018). Enfin, la vitesse de réponse des espèces à une perturbation crée de l'asynchronie entre elles et permet d'améliorer la stabilité des écosystèmes (Loreau & de Mazancourt, 2013).

Enfin, dans les différentes recherches menées sur les avantages liés à l'augmentation de la complémentarité entre espèces, les résultats sont souvent observés le long d'un gradient de stress, et/ou comparés au fonctionnement des monocultures associées (Forrester & Bauhus, 2016; Van de Peer, Thomas, 2018).

2.2.2 Rôles des essences dans le mélange

Au sein d'un mélange, il peut être identifié différents rôles pour les différentes essences présentes dans un même peuplement. Deux niveaux d'importance entre les essences peuvent être définis : les essences principales et secondaires. Les essences principales correspondent aux essences « objectif ». Ces essences objectives correspondent aux essences possédant généralement un intérêt commercial.

À ces essences, peut-être ajouté des essences secondaires dont le but est lié à l'éducation des essences « objectif » (Bauhus et al., 2017). Ces essences sont différenciées par rapport à leur fonction, comme « essence formatrice » (« *trainer species*») et « cultures amélioratrices » (« *nurse crops*»). Les « *trainer species* » ont pour objectif d'améliorer la qualité des arbres objectifs. Lorsqu'elle est de faible valeur et est présente dans la strate inférieure, elle peut être utilisée pour améliorer la qualité de l'essence principale (Oliver & Larson, 1996). Concernant

les « *nurse crops* » (Bauhus et al., 2017), elles correspondent à des mélanges d'au moins deux essences, pour lesquels l'essence de la strate supérieure permet d'améliorer l'environnement sous la canopée, permettant un meilleur développement de l'espèce dans la strate inférieure. Dans ce type de mélange, l'espèce de la strate supérieure est intolérante à l'ombrage mais à croissance rapide ou tolérante au stress. Et l'espèce dans la strate inférieure tolérante à l'ombrage mais à croissance lente ou sensible au stress.

2.2.3 Compatibilité entre les essences

Sur la base des différentes interactions entre les espèces et de leur fonctionnement propre, une compatibilité peut être calculée. Cette notion de compatibilité entre essences peut être abordée sous différents angles.

La vision de la compatibilité proposée par Pretzsch & Zenner, (2017) vise à définir la compatibilité des essences au regard des traits fonctionnels et de la productivité, en cherchant ainsi, par le mélange, à augmenter la complémentarité de niche, ce qui permet une meilleure utilisation des ressources et un meilleur rendement.

Une autre manière d'envisager la compatibilité entre essences consiste à se baser uniquement sur certains traits fonctionnels, tels que la vitesse de croissance et la tolérance à l'ombrage, comme le propose Kerr et al. (2020). Selon cette approche, les mélanges sont considérés comme compatibles lorsque les essences présentent une vitesse de croissance et une tolérance à l'ombrage similaires. L'absence de compatibilité ne signifie pas pour autant qu'un mélange ne puisse pas être conduit. Elle implique simplement, par exemple, une adaptation de l'agencement spatial (Kerr et al., 2020).

Une approche de compatibilité fondée sur la lumière a également été proposée par Combaud, (2024), définie sur la base de la compétition pour la lumière. Cette approche vise, à partir de peuplements mélangés existants, à définir un seuil minimum de rayonnement lumineux permettant la survie des essences, déterminé à l'aide d'un filtre lumineux. Ce filtre est ensuite utilisé sur plusieurs répétitions de peuplements virtuels et différentes combinaisons de deux essences, afin d'établir leur compatibilité. Dans cette étude, un couple d'essences est considéré comme compatible lorsqu'au moins 100 peuplements virtuels dépassent le seuil de rayonnement.

2.2.4 Services écosystémiques rendu par le mélange

Les services écosystémiques correspondent aux services que l'écosystème rend au bien-être humain. Ils sont donc, par définition, centrés sur l'humain. Ils sont qualifiés d'écosystémiques car leur existence est liée au fonctionnement interne de l'écosystème. De ce fait, la biodiversité qui règne au sein de ces écosystèmes forestiers a un impact majeur sur les services rendus (Brockerhoff et al., 2017). La diversification des peuplements monospécifiques en peuplements mélangés permet ainsi d'augmenter cette biodiversité.

D'un point de vue général, les services écosystémiques sont subdivisés en trois sections comprenant la provision (dont la biomasse (pour la nutrition, le matériel ou l'énergie) et le matériel génétique), la régulation et la maintenance (dont la transformation des intrants de l'écosystèmes et la régulation que ce soit le débit de base, les extrêmes climatiques ou les conditions physiques, chimiques et biologiques) et le culturel (dont les interactions physiques, intellectuelles, spirituelles ou symbolique avec la nature) (Haines-Young, 2023).

Les différents services écosystémiques précédemment cités sont généralement rendus de manière plus importante dans les peuplements mélangés que dans les peuplements monospécifiques. Ces derniers permettent également une plus faible vulnérabilité aux perturbations (Jactel et al., 2018; Messier et al., 2022).

D'un point de vue de la biomasse produite, les peuplements mélangés ne sont pas significativement moins productifs que les monocultures, et peuvent même s'avérer plus productifs (Brockerhoff et al., 2017; Jactel et al., 2018). Certains peuplements présentent même une surproduction (« *overyielding* ») par rapport à leur équivalent en monoculture, avec une productivité moyenne supérieure de 14,5 % à l'échelle de l'arbre et de 26,5 % à l'échelle du peuplement, selon l'étude non publiée de Gritti et al. présentée dans Pretzsch & Forrester, (2017). Le phénomène inverse est également observable dans les peuplements mélangés, dénommé sous-production (« *underyielding* ») (Pretzsch & Forrester, 2017).

La résilience des forêts (voir section 2.1.2.1) permet de maintenir la fourniture de ces services dans le temps, ainsi que de les rétablir plus rapidement après une perturbation. Il est toutefois impossible de maximiser l'ensemble des services écosystémiques rendus, en raison des compromis (« *trade-offs* ») existant entre ces services. L'importance et la présence des services écosystémiques au sein de la forêt dépendent en partie de sa composition, mais aussi de sa gestion (Brockerhoff et al., 2017).

2.3 Itinéraire sylvicole en peuplement mélangé

2.3.1 Contraintes et obstacle au peuplement mélangé

Différents types de barrières techniques, économiques et psychologiques peuvent être identifiés à la mise en place de peuplements mélangés.

- Barrières économiques

Les peuplements mélangés peuvent nécessiter davantage d'interventions et entraîner par conséquent un coût plus important. De plus, le volume récolté par essence dans le peuplement, lors des éclaircies, est plus faible qu'en peuplement pur, ce qui peut rendre la commercialisation plus compliquée. Enfin, il faudrait au minimum six à huit hectares de forêt mélangée pour que cela soit économiquement et biologiquement rentable (de Guerry et al., 2023).

- Barrières techniques

Les itinéraires sylvicoles en mélange diffèrent des itinéraires sylvicoles en monoculture. Un itinéraire sylvicole conçu pour la monoculture ne peut être appliqué à un peuplement mélangé, sous peine de perte de productivité, les peuplements mélangés permettant en effet d'atteindre des surfaces terrières supérieures à celles obtenues en monoculture (Bauhus et al., 2017; del Río et al., 2016; Thurm & Pretzsch, 2021). Par exemple, les relations entre les arbres, l'allométrie ou encore la croissance diffèrent en mélange par rapport à la monoculture (Bauhus et al., 2017). De ce fait, les peuplements mélangés nécessitent une réflexion quant à la compatibilité entre les essences, ainsi que des interventions plus importantes au jeune âge et, par la suite, pour le maintien du mélange (de Guerry et al., 2023). Il est donc nécessaire de redéfinir des itinéraires sylvicoles spécifiques aux peuplements mélangés, en tenant compte des différentes essences en présence.

Actuellement, un manque d'informations concerne l'établissement des peuplements mélangés et leur maintien (Kerr et al., 2020; Pretzsch et al., 2021; Pretzsch & Zenner, 2017). Il n'existe que peu de prescriptions quantitatives et de données empiriques quant à la conduite des peuplements mélangés (Bauhus et al., 2017; Pretzsch et al., 2021). S'ajoute à cela un manque de lignes directrices communes et éprouvées pour pouvoir implémenter ces directives dans des modèles sylvicoles et dans la gestion sylvicole (Pretzsch et al., 2021; Pretzsch & Zenner, 2017).

- Barrières psychologiques

Trois barrières peuvent être identifiées : les habitudes sylvicoles, la pression du secteur forestier et l'incertitude. Cette dernière est sans doute la barrière la plus importante : elle met en évidence le doute qu'ont les propriétaires forestiers quant à la réussite des peuplements mélangés, ainsi que le manque d'information sur la manière de les conduire. Ce doute vient s'ajouter aux habitudes sylvicoles, tournées vers le monospécifique, considéré comme plus simple, plus rentable et mieux documenté (de Guerry et al., 2023).

2.3.2 Itinéraires de régénération pour la création de peuplements mélangés à partir de plantations en plein

- Sélection des essences en fonction des objectifs fixés pour le mélange

Dans les pays de la région atlantique, l'objectif premier généralement recherché par les mélanges est la production de bois de qualité. Viennent ensuite, au second plan, des objectifs de biodiversité, de protection des sols, de protection contre les feux, ou encore de multifonctionnalité, sans distinction précise selon le type d'essences concerné (*Quercus petraea*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, etc.), à l'exception de certains objectifs de restauration (Pach et al., 2018).

- Agencement spatial des plants en fonction des essences

Dans les plantations mélangées, une partie de la réussite réside dans la structure initiale du peuplement, laquelle détermine sa trajectoire structurelle future. Celle-ci peut être optimisée par un agencement spatial des essences ou par une introduction temporelle différée, afin de limiter la compétition interspécifique (Pretzsch & Zenner, 2017).

L'agencement spatial horizontal des plantations mélangées est défini à travers différentes classifications. Langhammer distingue ainsi trois catégories : arbre à arbre, en ligne et par bouquet, par ordre décroissant d'interaction interspécifique (Bauhus et al., 2017; del Río et al., 2016). Cette typologie rejoint celle proposée par Forrester & Bauhus, (2016), qui y ajoute un niveau d'intimité supplémentaire encore plus faible, l'agencement par parquet (Pretzsch et al., 2021).

D'un point de vue général, les agencements recommandés en plantation mélangée sont les parquets et les bandes (Kerr et al., 2020; Peterken & Evans, 1985). En effet, des essences aux dynamiques de croissance contrastées engendrent une compétition asymétrique, liée au surplomb de l'essence dominante sur l'essence dominée. Cet effet est atténué lorsque l'intimité entre les essences est réduite (Oliver & Larson, 1996).

Concernant les grands types de mélange, ce distingue les mélanges feuillus-feuillus et les mélanges feuillus-résineux. Pour ces derniers, Peterken & Evans, (1985) recommande d'éviter le mélange lorsque la productivité du résineux est deux fois supérieure à celle du feuillu. Une

exception est toutefois formulée pour le mélèze, dont la productivité ne doit pas dépasser 50 % de celle du feuillu associé. Quant aux mélanges feuillus-feuillus, l'incompatibilité entre essences y est jugée moins problématique, nécessitant des adaptations moindres en termes de gestion et d'agencement.

Des exemples détaillés sont proposés par Peterken & Evans, (1985). Pour les mélanges feuillus en parquet, il est recommandé de constituer des parquets de 10 à 12 m de large, composés de 12 à 16 plants (pour un mélange hêtre et chêne). Pour un agencement en bandes, il est recommandé de regrouper quatre à cinq lignes consécutives d'une même essence. Une variante est proposée lorsque l'objectif est de favoriser les résineux et la production ligneuse : elle consiste à alterner des bandes de trois lignes de feuillus et des bandes de cinq à six lignes de résineux.

2.3.3 Itinéraires d'éclaircie

La gestion des peuplements mélangés implique le contrôle de nombreux paramètres, dont la surface terrière totale et sa répartition entre les différentes essences. Par son caractère mélangé, des précisions supplémentaires sont nécessaires quant à la densité et à l'espace de croissance propres à chaque essence. La proportion des essences doit être ajustée en fonction de l'espace de croissance requis par chacune d'elles, lequel dépend de la taille du houppier et de son évolution au cours de la croissance. Cette relation est généralement décrite par la surface de houppier en fonction du diamètre (Pretzsch & Zenner, 2017). Sur cette base, des coefficients d'équivalence peuvent être calculés afin de quantifier l'espace de croissance nécessaire à une essence par rapport à l'autre.

○ Sylviculture par arbre objectif

Cette approche consiste à considérer le développement d'un arbre en relation avec ses plus proches voisins. Elle postule que la surface finale occupée par un arbre correspond à la projection de sa couronne à son diamètre d'exploitabilité, définissant ainsi l'ensemble des arbres voisins compris dans cette zone. Le rapport entre le diamètre à 1,30 m et le diamètre de couronne est influencé par l'essence, sa vigueur ainsi que la nature du voisinage. La projection de la couronne permet en outre de définir l'agencement spatial initial du peuplement et de guider la gestion de la densité au cours du développement du mélange (Bauhus et al., 2017; Boncina et al., 2007; Pretzsch et al., 2021). Enfin, la proportion cible de chaque essence constitue un paramètre déterminant pour la gestion sylvicole (Pretzsch et al., 2021). Elle a pour avantage d'être aisément applicable dans de nombreuses situations, concentrant les efforts de gestion sur les arbres à plus forte valeur (Bauhus et al., 2017).

Les éclaircies par arbre objectif s'articulent autour de trois opérations distinctes : la désignation des arbres objectifs, les éclaircies en leur faveur et les éclaircies portant sur le peuplement entier. La désignation peut, selon les cas, être subdivisée en deux phases, avec une prédésignation suivie d'une désignation définitive. La désignation doit être réalisée le plus tôt possible, dès que le fût sans branches représente 25 à 30 % de la hauteur finale de l'arbre et avant que la circonférence n'atteigne un tiers de la circonférence d'exploitabilité, afin d'obtenir 90 % de la grume sans nœuds (Baar et al., 2004, 2010). D'autres études préconisent d'initier la désignation lorsque la première branche verte dépasse 5,5 m de hauteur (Bastien, 2005). Chez les feuillus, la désignation s'effectue généralement entre 10 et 14 m de hauteur, soit environ le double de la hauteur de fût souhaitée. Pour les essences très précoces et à croissance rapide, ce seuil est abaissé à 10-12 m. Des exceptions existent pour certaines essences résineuses : la désignation intervient entre 15 et 20 m pour le douglas et entre 12 et 15 m pour le mélèze (Baar et al., 2010).

Le nombre d'arbres objectif désigné dépend de la taille finale qu'occupe son houppier. Il est préférable de désigner un nombre restreint d'arbres objectifs plutôt qu'un nombre excessif, sous peine d'engendrer une compétition prématurée entre ceux-ci, une dégradation de l'ambiance forestière et une perte de qualité associée (Baar et al., 2004, 2010).

La distance de désignation des arbres objectifs doit permettre à chacun de développer sa cime jusqu'à l'exploitation sans contrainte. Elle dépend par conséquent de l'essence, de son terme d'exploitabilité et de la station. Toutefois, cette distance ne doit pas primer sur les objectifs de qualité des arbres objectifs (Baar et al., 2004, 2010).

Le recours à une prédésignation est variable : son application ou non conduit à des résultats équivalents. La prédésignation consiste à intervenir plus précocement dans le peuplement pour les essences nécessitant des opérations sylvicoles avant la première éclaircie, telles que la taille de formation ou l'élagage. Elle n'est donc jamais appliquée aux résineux. Elle s'effectue entre 6 et 9 m de hauteur et aboutit à la désignation d'arbres d'avenir, deux à trois fois plus nombreux que les arbres objectifs et espacés d'une distance deux fois inférieure à celle séparant ces derniers. Elle permet d'ouvrir le peuplement plus précocement, favorisant ainsi une exploitation plus rapide de la croissance juvénile des essences, une durée de révolution réduite et la commercialisation de tiges élaguées dès la première éclaircie. Toutefois, l'élagage de ces arbres d'avenir ne peut s'opérer par la seule densité et doit être réalisé manuellement. La prédésignation engendre donc une charge de travail supérieure à celle d'une gestion par arbre objectif avec simple désignation définitive (Baar et al., 2004).

Les éclaircies au profit des arbres objectifs consistent à détourer les arbres voisins situés dans le rayon de détournement, leur permettant ainsi de développer leur cime sans compétition (Baar et al., 2004, 2010). L'objectif est qu'aucune compétition ne se produise, entre deux rotations, entre l'arbre objectif et ses plus proches voisins. Des rotations de deux ou trois à cinq ou six ans maximum sont préconisées pour les feuillus comme pour les résineux, afin d'éviter des interventions trop intenses (Baar et al., 2004, 2010; Bauhus et al., 2017). À partir de 40 ans, ou vers 20 m de hauteur dominante, lorsque la vitesse de croissance juvénile diminue, la durée des rotations peut être allongée à six ans (Baar et al., 2004). Une fois les circonférences marchandes atteintes, la rotation peut ensuite être étendue à huit ou douze ans. Concernant l'intensité du détourage, celui-ci est complet lors de la première et de la deuxième éclaircie, voire de la troisième. Il devient ensuite partiel, à partir de 85 à 95 cm de circonférence, et s'effectue par le haut afin de retirer les compétiteurs les plus vigoureux, en veillant à ce que les prélèvements soient uniformes de part et d'autre de l'arbre objectif (Baar et al., 2010). Un premier détourage partiel est recommandé spécifiquement pour des essences sensibles à la formation de gourmand comme le chêne (Baar, 2008; Baar et al., 2010; Bastien, 2005).

Le choix des arbres objectifs repose sur plusieurs critères. Ceux-ci doivent être sains et adaptés à la station, ainsi que vigoureux, ce qui implique un houppier occupant au moins 33 % de la hauteur de la tige, et de préférence 50 %. Des caractéristiques générales relatives à la qualité du bois sont également requises, telles qu'un fût rectiligne présentant le moins possible de poils et de gourmands, l'absence de grosses branches sur les six premiers mètres, ainsi que l'absence de fourche (Baar et al., 2010).

Concernant le reste du peuplement, il est recommandé d'y intervenir comme habituellement, mais avec une intensité plus faible, le détourage ayant déjà entraîné des prélèvements importants (Baar et al., 2004; Bastien, 2005). Cette éclaircie vise principalement à retirer les

arbres branchus, malades ou blessés du peuplement interstitiel, et peut s'avérer inutile dans certains cas (Baar et al., 2010).

- Sylviculture en plein

Ce type de gestion se focalise sur le peuplement global et correspond à l'adaptation des méthodes de conduite des peuplements monospécifiques au peuplement mélangé, ainsi qu'à la mobilisation de différents outils existants, afin de permettre une bonne gestion des peuplements mélangés.

Comparativement à la monoculture, une gamme bien plus large de méthodes d'éclaircie peut être envisagée et appliquée dans le cas des peuplements mélangés, et il est nécessaire de les définir par essence ou groupe d'essences (Pretzsch et al., 2021). Lors de la mise en place des itinéraires d'éclaircie, le type de croissance en hauteur ainsi que l'agencement spatial des essences doivent être pris en compte (Oliver & Larson, 1996). De plus, une gestion rigoureuse de ces éclaircies revêt une importance accrue par rapport aux peuplements monospécifiques (Peterken & Evans, 1985).

La mortalité des arbres peut résulter de l'auto-éclaircie, conséquence de la compétition entre les arbres et influencée par la densité du peuplement, ou d'une éclaircie active réalisée dans le cadre de la gestion sylvicole. Cette dernière est préférée, car elle permet d'atteindre plus rapidement et plus efficacement les objectifs de gestion (Bauhus et al., 2017). L'éclaircie active peut être effectuée selon une dominante par le haut, par le bas, ou de manière mixte, lorsque le prélèvement est réparti équitablement entre les classes de circonférence.

- Eclaircie par le haut

Celle-ci consiste à retirer les principaux compétiteurs des arbres d'avenir (Bauhus et al., 2017). Concernant l'efficacité de ce type d'éclaircie, Ulbricht et al. (2026) ont observé que les éclaircies par le haut intenses présentaient un grand intérêt en peuplement monospécifique, mais des résultats contrastés en peuplement mélangé, fortement dépendants du site et des relations interspécifiques.

L'étude de Thurm & Pretzsch, (2021), portant sur des peuplements mélangés composé de *Fagus sylvatica* en Europe, recommande des éclaircies par le haut de faible intensité, associées à une densité de peuplement élevée, afin de maximiser la production en volume. Il est par ailleurs souligné que le maintien d'une densité élevée du peuplement nécessite des éclaircies régulières, modérées (20 % de la surface terrière) ou faibles (inférieur à 20%), afin de maximiser cette production en volume. Ces recommandations sont valables pour des peuplements présentant une distribution homogène des essences. *Fagus sylvatica* contrairement aux autres essences, est tolérant aux fortes densités et possède également une forte plasticité du houppier.

D'autres études ont montré un avantage en termes de productivité pour les éclaircies par le haut, notamment pour les mélanges *Pinus sylvestris/Quercus petraea/Quercus robur*, avec une réduction de 20 % ou 50 % du matériel sur pied (Engel et al., 2021), ainsi que pour les mélanges *Pinus sylvestris/Picea abies/Betula pendula/Betula pubescens* (Pukkala et al., 2014).

- Eclaircie par le bas

Ce type d'éclaircie a généralement pour objectif de retirer les arbres dominés ou intermédiaires du peuplement (Bauhus et al., 2017). Cette modalité d'éclaircie a montré qu'elle permet de

maintenir une productivité optimale par le retrait des plus petites tiges des deux essences en mélange (Dosumu et al., 2024).

De nombreuses études existent sur l'application d'éclaircies par le haut ou par le bas, avec parfois des changements de modalité entre les interventions, comme dans le cas du mélange *Pinus sylvestris*/*Picea abies* (Pukkala et al., 1998). L'étude de Primicia et al. (2016) a par exemple montré qu'il n'existait pas de différence significative entre les coupes par le haut et les coupes par le bas dans le cas de peuplements mélangés incluant *Pinus sylvestris*.

Parmi les outils disponibles pour la gestion des essences au sein d'un mélange figurent le « *Density Equivalence Coefficient* » (DEC) et le « *Density Modification Coefficient* » (DMC), ainsi que les « *Stand Density Management Diagrams* » (SDMD).

- DEC et DMC

Ces coefficients sont utilisés comme outils de gestion de la proportion des essences au sein du mélange. La comparaison des proportions entre essences du mélange peut s'effectuer via le DEC, qui permet de convertir la surface terrière d'une essence en celle d'une autre, et ceci pour différentes vitesses de croissance (Pretzsch et al., 2021). Plus les différences entre les valeurs de DEC sont importantes, plus la complémentarité de niche entre les essences est élevée. Par conséquent, une surdensité pourrait être appliquée (Pretzsch & del Río, 2020). Ces coefficients n'ont été définis que pour *Pseudotsuga menziesii*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica* et *Quercus petraea* dans Pretzsch & del Río, (2020).

Un second coefficient, le DMC, peut être établi afin de permettre une comparaison entre peuplements mélangés et monospécifiques. Ce coefficient permet d'obtenir le nombre de tiges pour chaque essence du mélange sur la base du nombre de tiges en peuplement monospécifique. Il sert ainsi de guide pour l'application des éclaircies, la gestion de la densité, ainsi que pour la composition spécifique du mélange (Pretzsch et al., 2021).

- SDMD

La gestion des peuplements mélangés peut également s'appuyer sur les SDMD, où la densité maximale du peuplement est utilisée comme limite supérieure (Bauhus et al., 2017). Ces diagrammes sont employés dans la gestion de la densité d'un peuplement de manière à contrôler la compétition pour les ressources, permettant ainsi un suivi de cette densité dans le temps (Newton, 1997). Ils peuvent être utilisés à deux fins : déterminer l'espacement initial entre les essences et planifier les éclaircies dans le temps, en fonction des objectifs de gestion. Différentes méthodes existent pour calibrer un SDMD, comme l'indice de Reineke, fondé sur le « *stand density index* » (SDI).

Concernant son application aux peuplements mélangés, Askarieh et al. (2023) ont montré l'intérêt d'établir de tels diagrammes pour la gestion des peuplements mélangés, en y intégrant une variable reflétant l'effet du mélange entre les essences.

2.4 Modélisation de la dynamique forestière

2.4.1 Intérêt de la modélisation pour étudier les peuplements mélangés

Pour les peuplements mélangés comme pour les peuplements monospécifiques, la création de simulations est nécessaire, en raison de la durée de vie des arbres, afin d'enrichir les connaissances sur leur gestion. De plus, ces simulations permettent d'accélérer les recherches

dans le domaine de la pratique forestière (Pretzsch et al., 2015). Cette accélération peut permettre de répondre au manque de connaissances en termes de guides et de valeurs quantitatives, permettant ainsi la conduite des peuplements mélangés (Bauhus et al., 2017; Pretzsch et al., 2021). Ces modèles sont également très intéressants pour des expérimentations portant sur une sylviculture complexe sur le long terme, répondant ainsi à un besoin d'expériences de terrain qui n'existent pas actuellement, comme ce qui a été conclu pour le modèle SORTIE/BC (Coates et al., 2003).

Pour cela, il est donc nécessaire de développer et d'améliorer les modèles forestiers relatifs aux peuplements mélangés, que ce soit en matière de dynamique, de stabilité ou de productivité, afin de pouvoir, par la suite, les comparer aux monocultures. De manière à pouvoir répondre ensuite au manque de connaissances concernant leur dynamique de croissance, les relations entre essences, ainsi que leurs avantages en termes de services écosystémiques et de productivité, par rapport à la monoculture (Pretzsch et al., 2015).

Un problème majeur de la simulation sylvicole, du point de vue des peuplements mélangés, réside dans le fait que peu de modèles sont pertinents pour une application à ce type de peuplement : en 2015, seul un tiers des 54 modèles alors existants permet de décrire les effets du mélange. De plus, la comparaison entre les résultats de simulation et les résultats réels observés sur des peuplements mélangés n'est réalisée que pour un seul modèle (Pretzsch et al., 2015).

2.4.2 Approches existantes des modèles de croissances sylvicoles

Parmi les 54 modèles sylvicoles de croissance forestière existants en 2015, figurent des modèles aux fonctionnements variés (Pretzsch et al., 2015). Ils peuvent être empiriques, mécanistiques ou hybrides, mais aussi centrés ou non sur l'individu, et spatialement explicites ou non.

Parmi les modèles existants figurent les modèles basés sur les processus et les modèles empiriques. Les modèles empiriques se basent sur des relations statistiques permettant d'expliquer une variable cible à l'aide de variables prédictives issues d'inventaires forestiers, de l'environnement, ou d'autres sources. Ils sont généralement calibrés selon un certain jeu de données et ne sont donc valables que dans les conditions correspondantes. Toutefois, les modèles empiriques les plus récents permettent une application à des conditions changeantes (Fontes et al., 2010).

Concernant les modèles basés sur les processus, ils sont construits à partir des processus influençant la dynamique forestière, tels que les processus physiologiques. En raison de la dépendance de ces processus aux conditions environnementales, ces modèles sont généralement utilisés pour simuler le fonctionnement actuel et futur de la forêt (Fontes et al., 2010).

Il existe également des modèles hybrides, qui constituent une alternative aux modèles précédents : partant du constat qu'il est impossible de décrire la totalité des processus, ils comblent les lacunes de connaissance des modèles mécanistiques par des relations empiriques, combinant ainsi les deux approches (Fontes et al., 2010). Ces modèles hybrides existent sous deux formes différentes. La première combine une approche fondée sur des fonctions environnement-production avec un modèle de transfert de signal (Fontes et al., 2010; Luxmoore et al., 2002; Pretzsch et al., 2015). Ce dernier permet d'extrapoler, à grande échelle, des phénomènes qui ne peuvent être étudiés qu'à petite échelle, ce qui aide à mieux les comprendre.

à grande échelle. La seconde repose sur une structure causale reliant les composantes empiriques et mécanistiques (Fontes et al., 2010; Pretzsch et al., 2015).

Les possibilités de simulation permises par ces modèles diffèrent également. Les modèles mécanistiques sont beaucoup plus polyvalents : ils peuvent s'appliquer à de nombreuses conditions différentes et permettent de récolter un éventail plus large de données. En contrepartie, ils nécessitent davantage de données pour leur calibration, contrairement à un modèle empirique, qui n'est valable que dans les conditions d'établissement du modèle et demande moins de données d'entrée. Concernant les modèles hybrides, ceux-ci constituent un compromis entre les deux types de modèles précédemment décrits (Fontes et al., 2010).

D'un point de vue de la description spatiale, les modèles mécanistiques et empiriques existants existent pour chacun des trois niveaux : peuplement, cohorte et individu. Concernant les modèles hybrides, ils existent à l'échelle de l'individu ou du peuplement. Certains modèles centrés sur l'individu fonctionnent également à l'échelle des organes (Pretzsch et al., 2015).

Une approche spatialement explicite à l'échelle de l'arbre est nécessaire lorsqu'il s'agit de représenter des opérations sylvicoles effectuées à cette échelle, comme la sylviculture par arbre objectif, ainsi que pour les peuplements mélangés ou irréguliers (de Wergifosse et al., 2020; Pretzsch et al., 2015). Car les modèles spatialement explicites permettent de représenter les variations du système à l'échelle de l'individu (Rammer et al., 2024). En effet, les modèles se focalisant sur les cohortes ou sur le peuplement ne tiennent généralement pas compte des interactions entre les arbres, ni de l'hétérogénéité au sein du peuplement. Ils sont donc suffisants dans le cas d'une futaie régulière d'une seule espèce, mais se révèlent limitants dans l'étude de peuplements plus complexes (de Wergifosse et al., 2020). De plus, les approches à l'échelle de la cohorte ne permettent de caractériser l'hétérogénéité du peuplement que d'un point de vue vertical, et non horizontal. Une approche individuelle est donc nécessaire pour prendre en compte l'hétérogénéité verticale et horizontale, importante dans le cas de l'étude des peuplements mélangés (de Wergifosse et al., 2020).

Enfin, une approche spatialement explicite permet de représenter le fait que le développement d'un individu est influencé par celui de ses voisins, que ce soit au niveau des ressources ou de son comportement physiologique et morphologique (de Wergifosse et al., 2020).

Quant aux pas de temps de simulation, des différences se rencontrent entre les modèles. Les modèles empiriques fonctionnent généralement avec des pas de temps de l'ordre d'un à cinq ans, contrairement aux modèles mécanistiques, où les pas de temps sont généralement journaliers. Pour les modèles hybrides, le pas de temps est généralement annuel. Le modèle de croissance présentant la précision la plus fine en matière de pas de temps lors de la réalisation de l'étude en 2015 est le modèle BALANCE (Pretzsch et al., 2015).

En conclusion, les modèles mécanistiques sont préférés, car ils permettent de décrire une plus grande diversité de conditions d'utilisation ainsi que des résultats variés. Combinés à une approche centrée sur l'arbre et spatialement explicite, ils permettent d'atteindre le niveau le plus fin de description du fonctionnement du peuplement, ainsi qu'une meilleure précision quant à sa gestion.

2.4.3 Modèles basés sur les individus spatialement explicite

Pour l'étude de peuplement mélangé de nombreux bénéfices sont permis par la modélisation, cependant comme évoqué précédemment, la validité des modèles sur les peuplements

mélanger n'as peut être valider qu'à une seul reprise (Pretzsch et al., 2015). De plus, les modèles les plus précis permettant d'analyser le mieux les interactions entre les individus et les comportements sont les modèles mécanistique spatialement explicite.

Dans l'étude de Jonard et al. (2020), reprenant les différents modèles décrits par Pretzsch et al. (2015), 11 modèles spatialement explicites et basés sur les processus sont recensés. Parmi ceux-ci, seuls trois disposent de la possibilité de calculer les processus de transfert radiatif, d'équilibre hydrique et de phénologie, comme c'est le cas dans HETEROFOR. Ces trois modèles sont BALANCE, EMILION et MEASPA (Jonard et al., 2020). Entre temps, d'autre modèle ont peut-être développer dont le modèle iLAND comparables au trois modèles précédemment cité (Jonard et al., 2020).

Le modèle HETEROFOR est un modèle basé sur les processus, centré sur l'individu et spatialement explicite. Il est développé dans l'objectif de représenter la croissance future sur la base de l'utilisation des ressources dans des forêts mélangées ou irrégulières, ainsi que de représenter l'impact futur du changement climatique. Il permet de prendre en compte le transfert radiatif, l'équilibre hydrique et la phénologie (Jonard et al., 2020).

Concernant la comparaison des différents modèles entre eux, BALANCE permet de prendre en compte les processus liés au cycle des nutriments, mais uniquement l'impact de l'azote sur la croissance (Jonard et al., 2020; Pretzsch et al., 2015). Comparé à HETEROFOR, il présente une division spatiale plus détaillée de l'arbre et du peuplement, mais une approche moins complexe pour le calcul du bilan hydrique (Jonard et al., 2020; Rötzer et al., 2010).

D'un point de vue de la structure temporelle des différents modèles, MEASPA présente une structure temporelle à un niveau demi-horaire, mais peut être fixée à un niveau horaire, voire à un niveau arbitraire, avec comme meilleure précision le niveau de la minute (Duursma & Medlyn, 2012). EMILION possède un pas de temps généralement fixé à un cinquantième de journée, ce qui permet de bien prendre en compte les variations météorologiques ainsi que le calcul des processus biologiques (Bosc, 2000). Il ne permet pas d'effectuer des simulations sur plus d'un an, sauf si l'utilisateur effectue lui-même le développement de la scène et de la structure du peuplement, celle-ci n'est pas calculée automatiquement par le modèle. Quant à BALANCE, l'échelle de temps de calcul est journalière pour le microclimat et le bilan hydrique, tandis que les processus physiologiques sont calculés à l'échelle mensuelle ou sur des périodes de dix jours (Rötzer et al., 2010). Par rapport à HETEROFOR, qui permet l'obtention de valeurs journalières et sur de longues périodes, MEASPA et EMILION sont peu intéressants pour réaliser des simulations sur plusieurs années, EMILION étant davantage adapté pour décrire précisément les processus à l'échelle de l'arbre (Jonard et al., 2020). De plus, EMILION n'est développé que pour les espèces de pin (Bosc, 2000; Jonard et al., 2020).

Quant à iLAND, c'est un modèle visant à simuler le fonctionnement de la forêt à l'échelle de l'écosystème, tout en utilisant une approche centrée sur l'individu afin de bénéficier des avantages de celle-ci. Il considère donc des échelles spatiales supérieures aux autres modèles qui se concentrent sur le peuplement (Rammer et al., 2024).

HETEROFOR se distingue principalement par le fait qu'il utilise une autre approche pour le calcul du bilan radiatif, à l'aide d'une méthode par lancer de rayons permettant d'estimer la quantité de lumière interceptée par chacun des individus (Jonard et al., 2020). Cette approche diffère de celle de BALANCE, qui repose sur un indice de disponibilité de la lumière (Jonard

et al., 2020), de celle de MEASPA, basée sur l'ombrage des couronnes projeté sur le maillage de la scène (Duursma & Medlyn, 2012), ou encore de celle d'EMILION, qui utilise un modèle hybride combinant une approche d'atténuation de la lumière dans un milieu trouble avec la géométrie de l'arbre (Bosc, 2000). HETEROFOR permet également de calculer les processus physiologiques, tels que la photosynthèse ou la transpiration, à des pas de temps plus courts que BALANCE, comme mis en évidence ci-dessus. L'objectif futur est de développer un module permettant de calculer l'état nutritionnel des arbres ainsi que le cycle des nutriments. Enfin, ce modèle présente l'avantage d'être développé sur une plateforme collaborative, à savoir CAPSIS (Jonard et al., 2020).

3. Objectif et démarche

Ce mémoire s'inscrit dans une démarche visant à explorer les modalités d'installation et de gestion de peuplements forestiers mélangés. En effet, comme évoqué précédemment, la difficulté majeure liée à l'utilisation des peuplements mélangés réside dans le manque de lignes directrices et de preuves de succès, ne permettant pas de dépasser les différentes barrières à leur adoption.

L'objectif principal est ainsi d'identifier les itinéraires sylvicoles nécessaires pour assurer la réussite et le maintien du mélange depuis la plantation, pour différentes potentialités du mélange. Ce mémoire permet dès lors de mettre en évidence l'impact du choix des essences à associer, de l'agencement de la plantation et du degré d'intimité du mélange, ainsi que la sylviculture appliquée sur le peuplement, tant sur la réussite de la plantation que sur la suite de la vie du peuplement. La phase de régénération du peuplement installé n'est pas considérée dans cette étude.

L'étude s'effectue sur un intervalle de temps de 74 ans allant de 2026 à 2100. De par la période de temps considérée, l'étude est rendue possible par l'utilisation d'un modèle de simulation sylvicole. Le modèle utilisé dans cette étude est HETEROFOR, développé pour représenter la croissance future sur la base de l'utilisation des ressources dans des forêts mélangées ou irrégulières.

Question de recherche :

Quel itinéraire sylvicole appliqué pour l'installation d'un peuplement mélangé depuis la plantation et pour assurer son maintien dans le temps ? Impact du choix des essences selon les objectifs recherchés, de l'agencement spatial et du degré d'intimité du mélange, de l'approche sylvicole (arbres objectifs vs sylviculture en plein).

Cette question de recherche fait ressortir différentes sous questions :

- Les potentialités des mélanges, définies *a priori*, sont-elles effectives au niveau des simulations ?
- Quel est l'impact du degré d'intimité sur la réussite du mélange : sur son équitabilité et sa potentialité ?
- Les valeurs d'équitabilité sont-elles impactées par la compatibilité entre les essences ?
- Quelle gestion est la plus adaptée aux peuplements mélangés ?

Pour répondre à cette question de recherche, la démarche utilisée se compose de plusieurs étapes. La première consiste à caractériser les essences puis les mélanges sur la base des potentialités liées au changement climatique, à la production et à la biodiversité. La deuxième consiste à établir les agencements de plantation et les itinéraires sylvicoles propres à chacun des mélanges testés. La troisième consiste à implémenter ces scénarios dans le modèle HETEROFOR afin d'obtenir des simulations sur 74 ans de ces pratiques sylvicoles. Enfin, à partir des résultats des simulations, des indicateurs relatifs au fonctionnement du peuplement sont établis et interprétés à l'aide de modèles linéaires, permettant de caractériser le fonctionnement de ces différents mélanges et itinéraires sylvicoles et ainsi les comparer.

4. Matériel et méthodes

La démarche méthodologique s'articule autour de quatre grandes étapes, présentées ci-dessous et dont les interactions sont illustrées à la figure 1.

Le premier objectif concerne la définition des mélanges, soit la sélection des mélanges retenus pour les simulations. Cette étape vise à caractériser les mélanges sur la base de l'analyse des essences qui les composent. L'ensemble de ces informations est compilé dans une base de données regroupant tous les mélanges possibles ainsi que leurs caractéristiques, afin de permettre une sélection raisonnée.

Le deuxième objectif porte sur la définition des itinéraires sylvicoles, soit l'établissement des schémas de plantation et des modalités d'éclaircie appliqués aux mélanges définis précédemment. Cette étape consiste à formaliser, sous forme tabulaire, les itinéraires sylvicoles des différents mélanges d'essences sélectionnés, impliquant la définition des modalités de plantation et d'éclaircie.

Le troisième objectif concerne la phase de simulation, soit la mise en œuvre des itinéraires sylvicoles théoriques sur un peuplement virtuel au moyen du modèle HETEROFOR. Finalement, les résultats des simulations permettent la création d'indicateurs dont leur variation entre les simulations est analysée à l'aide de modèles linéaires.

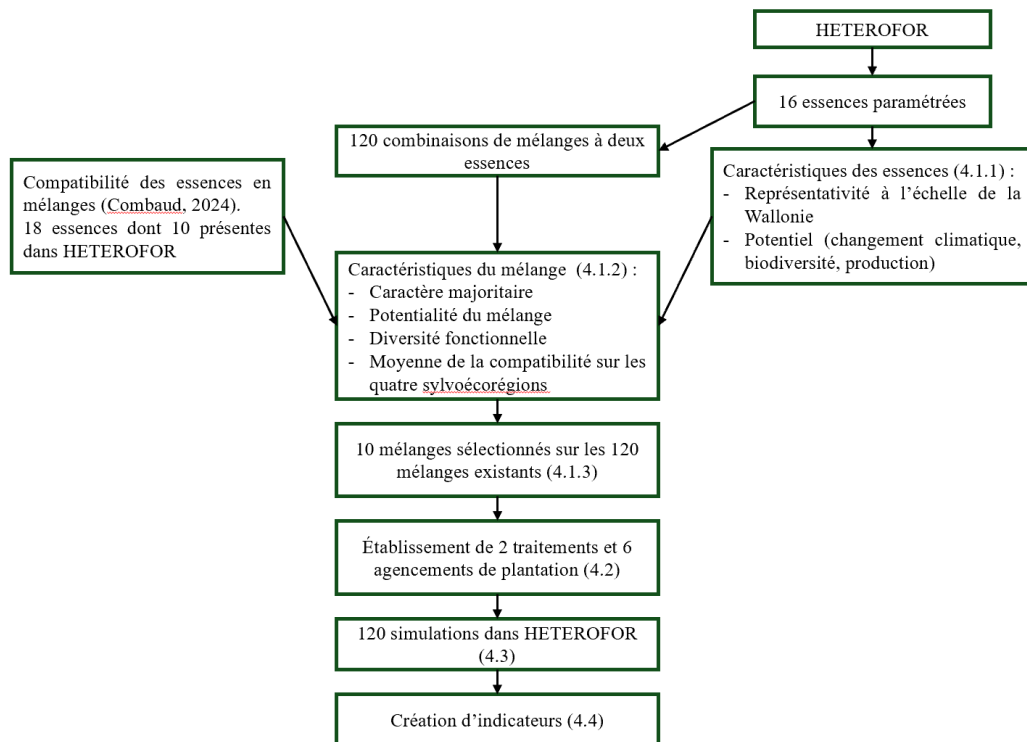


Figure 1 : La démarche méthodologique utilisée dans ce rapport détaillé point par point, caractérisant et reliant les quatre grandes étapes de cette étude.

4.1 Définition des mélanges

Les essences étudiées intègrent les essences disponibles dans HETEROFOR, à l'exception de *Alnus glutinosa*, *Pinus pinaster* et *Populus tremula* (non calibrées totalement).

4.1.1 Caractéristiques des essences

Pour chaque essence étudiée (Tableau 1), la représentativité à l'échelle de la Wallonie (4.1.1.1) ainsi que trois potentialités sont définies. Le potentiel d'adaptation au changement climatique (4.1.1.2) est établi sur la base de l'évaluation de différents critères développés dans ClimEssence. Le potentiel de biodiversité (4.1.1.3) est défini à partir de l'étude de Branquart & Liégeois, (2010), qui a déterminé la valeur de biodiversité associée aux différents genres d'essences ligneuses d'Europe occidentale. Enfin, le potentiel de production (4.1.1.4) tient compte de la productivité de l'essence et du prix de vente du bois en €/m³ à son terme d'exploitabilité.

Ces potentiels, ils sont inspiré de ceux définis dans le cadre du projet Optimel (Manoël Dewaersegger et al., 2024). Ce mémoire propose une révision partiel de ces indicateurs afin d'explorer une approche alternative pour leur élaboration. Dans le projet Optimel, les indicateurs sont définis sur la base des différents traits fonctionnels obtenus via le fichier écologique des essences (FEE). Ces indicateurs sont établis sur 46 essences différentes (Manoël Dewaersegger et al., 2024). La révision ne porte que sur les 16 essences simulable présente dans HETEROFOR.

Pour l'aptitude au changement climatique, ClimEssence est préférée comparé à la méthodologie développée lors du projet Optimel. L'évaluation se base sur une description textuelle de la section « Atouts et faiblesses face aux changements climatiques » du FEE pour chaque essence (Manoël Dewaersegger et al., 2024). Quant à Climessence, il permet l'évaluation des essences par un barème alphabétique au lieu d'un avis subjectif vis-à-vis des descriptions proposées par le FEE pour l'adaptation au changement climatique. De plus, avec cette note, il existe trois autres barèmes. Un barème qui définit sur trois niveaux la fiabilité de l'information. Les deux autres barèmes permettent d'avoir des informations sur l'origine (données de terrain ou des dires d'experts) (*Fiches Espèces | ClimEssences*, n.d.).

Tableau 1 : Caractéristiques des essences présent dans la base de données

Caractéristiques	Gamme de valeur	Description	Source
Abondance en Wallonie	[0,1]		Nailis et al. (2024)
Adaptation au changement climatique	[0,5]	Correspond à l'aptitude du mélange face au changement climatique.	(Fiches espèces ClimEssences, s. d.)
Biodiversité	[0,5]	Correspond à l'intérêt du mélange au niveau de la biodiversité.	Branquart & Liégeois, (2010)
Production	[0,5]	Indicateur regroupant la productivité et les prix du bois au terme d'exploitabilité.	Productivité : ACRVF et al. (2021), Prix des bois : Voir section 4.1.1.4

4.1.1.1 Représentativité de l'essences à l'échelle de la Wallonie

Dans cette étude, les essences sont considérées abondante lorsque la surface des peuplements occupés par l'essence est supérieure à 1,5 % de la surface totale de la forêt productive en Wallonie. La limite de 1,5 % a été choisie de manière arbitraire. Une limite supérieure n'est pas considérée car entraîne un nombre trop faible d'essences majoritaires et un nombre trop important pour une limite inférieure. Par cette limite neuf des 16 essences sont considérées majoritaires (Nailis et al., 2024).

Par conséquent lorsque l'essences occupe une surface supérieur à 1,5% elle prend la valeur de 1 dans les autres cas une valeur de 0.

4.1.1.2 Adaptation au changement climatique

Pour définir l'adaptation au changement climatique, l'approche se base sur la sécheresse, le manque d'eau et l'impact des fortes chaleurs. Ces facteurs sont considérés dus au risque accru des régions tempérées, à l'intensification des périodes de sécheresse et à l'augmentation de leur fréquence (Lindner et al., 2010). Ces facteurs sont évalués grâce au quatre des sept facteurs climatiques développés dans ClimEssence : la résistance juvénile et adultes aux fortes sécheresses, l'adaptation aux climats déficitaires en eau et la résistance aux fortes chaleurs (canicules) (*Fiches Espèces | ClimEssences*, n.d.).

ClimEssence permet l'évaluation de chacun de ces facteurs via un barème alphabétique allant de A à D. Pour des raisons de calcul, ces valeurs alphabétique sont converties en valeurs numériques de 3 (A) à 0 (D) (*Fiches Espèces | ClimEssences*, n.d.).

Ces valeurs sont disponibles pour toutes les essences à l'exception de *Fraxinus excelsior* pour lequel la fiche espèce n'existe pas et *Larix decidua* ne possédant pas de valeur pour la résistance juvénile à la sécheresse. Ces valeurs seront donc complétées par les informations dans le FEE. Concernant *Larix decidua*, la section « sensibilité climatique particulière » du FEE (ACRVF et al., 2021) indique des niveaux identiques de sensibilité à la sécheresse aux stades juvénile et adulte. Cette même logique a donc été appliquée aux valeurs issues de ClimEssences.

Pour *Fraxinus excelsior* (ACRVF et al., 2021), l'espèce est décrite comme très sensible au déficit hydrique, ce qui a conduit à l'attribution de la note D. Elle est sensible à la sécheresse aux stades juvénile et adulte, correspondant à la note C, et peu sensible aux canicules, ce qui conduit à une attribution comprise entre B et A. Cette incertitude résulte du fait que le FEE distingue trois niveaux de sensibilité, contre quatre dans ClimEssences. Au regard des autres sensibilités climatiques de l'essence, il apparaît toutefois plus probable que la résistance aux canicules corresponde à la note B plutôt qu'à la note A.

Concernant le calcul (équation 1), aucune pondération relative aux quatre facteurs considérés n'est appliquée. Ce choix s'explique par l'absence de justification permettant de démontrer qu'un facteur exerce un rôle prépondérant par rapport aux autres.

$$\text{Changement climatique } [-] = \frac{\text{somme}(4 \text{ facteurs lié au climat})}{12} \times 5 \quad (1)$$

L'objectif de multiplier la fraction par cinq est d'avoir un indicateur pour lequel la gamme de valeur est semblable à l'indicateur de production défini ci-dessous, allant de 0 à 5. La somme des 4 facteurs a été divisée par 12 correspondant à la valeur maximale, à savoir tous les 4 facteurs ayant une valeur de A.

4.1.1.3 Biodiversité associée

Ce caractère d'intérêt se base sur l'étude réalisée par Branquart & Liégeois, (2010) définissant pour les principales espèces ligneuses d'Europe occidentale leur niveau de potentiel de diversité écologique. Ces niveaux ont été définis pour chaque genre en se basant sur différents critères. Cette valeur est définie en fonction de la richesse spécifique en insectes phytophages, insectes floricoles, champignons lignicoles, champignons mycorhiziens, oiseaux frugivores,...

Toutes les essences qui ne sont pas indigènes en Wallonie auront une valeur attribuée de 0, à l'exception de 3 essences européennes non indigènes, à savoir *Abies alba*, *Larix decidua*, *Picea abies*, pour lesquelles une valeur a quand même été définie dans Branquart & Liégeois, (2010)

car introduites depuis plus longtemps. Contrairement à *Quercus rubra* et *Pseudotsuga menziesii* étant exotique et introduit que plus récemment.

La gamme de valeurs possible est comprise entre 0 et 1 et sera multipliée par 5 pour être remise de 0 à 5 pour comparer les réponses aux objectifs de gestions.

4.1.1.4 Production

Celui-ci intègre deux valeurs, celle de la productivité de l'essence et le prix du bois :

(I) Détermination de la productivité de l'essence :

La valeur de productivité de l'essence correspond à l'accroissement moyen en volume (AMV) en m³/ha.an établi dans le FEE. À savoir que cette AMV correspond à une gamme d'accroissement annuel moyen maximum en volume pour des m³ cube de bois fort/ha.an (ACRVF et al., 2021). Ces valeurs sont obtenues à des âges différents entre les essences. La valeur maximale de la gamme de valeurs pour l'AMV est considérée de manière à être en adéquation avec les conditions stationnelles et de croissance déterminées ci-dessous pour l'établissement de la circonférence d'exploitabilité pour chaque essence. Dans le FEE, l'AMV n'est pas défini pour *Carpinus betulus*. Son accroissement est rarement calculé de par sa faible conduite en futaie, par conséquent l'AMV du hêtre a été choisie arbitrairement, considérée comme l'essence la plus proche physiologiquement.

(II) Détermination du prix du bois en m³ au terme d'exploitabilité :

Les prix pour chaque essence sont déterminés en €/m³ à leur circonférence à 1m30 au terme d'exploitabilité. Pour chaque classe de circonférence présente dans la mercuriale des prix, le prix minimal associé à chaque classe de circonférence est considéré. Le choix du prix minimal est arbitraire, l'objectif est de se référer toujours à un même niveau dans les gammes de prix proposées pour les différentes essences.

Les termes d'exploitabilité sont fixés selon un référentiel commun : les itinéraires techniques fournis par le Centre National de la Propriété Forestières (CNPf) pour lesquels, la limite inférieure des gammes d'exploitabilité est retenue. Les itinéraires choisis sont les sylvicultures les plus dynamiques et dans les sites les plus fertiles permettant la production de gros bois de qualité et les plus proches de la Wallonie.

Une exception est apportée pour *B. pendula* (Hynynen et al., 2010), *C. betulus* (CRPF Nord-Pas-de-Calais et Picardie, 2002), *F. excelsior* (ONF, 1996) et *Tilia cordata* (Claessens et al., 2019) pas présent dans le référentiel du CNPF.

Les prix du bois sont fixés à l'échelle nationale pour les essences s'y retrouvant (à savoir *F. sylvatica*, *L. decidua*, *P. abies*, *P. sylvestris*, *P. menziesii*, *Q. petraea*, *Q. rubra*, *Prunus avium*, *F. excelsior*, *Acer pseudoplatanus*) via la mercuriale des prix (Experts Forestiers de Belgique, 2025). Lorsque la qualité des bois est à préciser, les prix pour la meilleure qualité de bois sont retenus en adéquation avec la sylviculture adoptée précédemment.

Lorsqu'il n'existe pas de prix défini à l'échelle belge, l'échelle européenne et celle des pays voisins sont considérées. Les prix européens sont définis sur la base de EUROPEAN SA, (2025) (pour *A. alba*, *Castanea sativa*, *T. cordata*).

Quant à *B. pendula*, les prix ont été fixés en fonction d'une étude norvégienne, le bois considéré est de grade 2 avec un « timber grade » de 5. Le grade 2 a été choisi car c'est le grade de bois

d'œuvre le plus présent des 3 grades dans la grume. Pour ce qui est du « *timber grade* », un niveau moyen a été considéré, à savoir le niveau 5 sur 8. Le prix du bois alors obtenu est de 350 NOKm⁻³ en 1999, équivalent à 30 €/m⁻³ avec le taux de change de 1€ pour 11,79 NOK le 04/01/2026 et considéré comme 30 €/m⁻³ en 1999, remis à 46 €/m⁻³ en 2025 (Bank, 2025; Gobakken, 2000; Insee, 2022). Avec l'hypothèse d'un taux de change constant entre les euros et les couronnes norvégiennes de 1999 à 2025.

Concernant *C. betulus*, présentant une circonférence d'exploitabilité de 94 cm, il est envisagé de le valoriser en tant que baliveaux, en €/m⁻³, sur la base de la mercuriale des prix, en retenant la valeur la plus basse de la tranche de prix proposée (Experts Forestiers de Belgique, 2025).

Pour *Cedrus atlantica*, selon El Azzouzi & Keller, (1998), il s'agit d'un bois de bonne qualité, largement utilisé en ébénisterie. Toutefois, son marché étant peu développé en Europe, aucune mercuriale de prix spécifique à cette essence n'a pu être identifiée. El Azzouzi & Keller, (1998) ont identifié deux valeurs : 580 Fm⁻³ en 1990 et 200 à 250 Fm⁻³ en 1994 en France. Sur cette base, un prix moyen de 390 Fm⁻³ a été retenu. À cela, une correction monétaire entre la valeur du franc en 1994 et celle de l'euro en 2024 est appliquée selon un coefficient de 0,247 (Insee, 2022), permettant d'obtenir un prix estimé à 96 €/m³. Ce prix se situe entre celui de *P. menziesii* (90 €/m⁻³ à 126 cm de circonférence) et celui de *P. abies* (110 €/m⁻³ à 141 cm de circonférence) (Experts Forestiers de Belgique, 2025).

(III) Equation de l'indicateur de production :

Premièrement, il est calculé l'accroissement en €/ha⁻¹an⁻¹ symbolisé par le Y (équation 2). Y correspond au produit de l'accroissement moyen en volume et du prix du bois fixé à une circonférence d'1m30 au terme d'exploitabilité.

$$Y \left[\frac{\text{€}}{\text{ha}} \right] = \left(\text{Prix} \left[\frac{\text{€}}{\text{m}^3} \right] \times \text{AMV} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{an}} \right] \right) \quad (2)$$

À partir de l'équation 3, la valeur Y est normalisée par division de sa valeur maximale, permettant d'obtenir un indicateur compris entre 0 et 1, lequel est ensuite multiplié par 5 afin d'obtenir une échelle allant de 0 à 5. À cette valeur est ensuite ajoutée ou retranchée une unité selon la diversité des débouchés, correspondant à la diversité de valorisation économique du bois, évaluée dans ClimEssences : +1 lorsque celle-ci est classée A, -1 lorsqu'elle est classée D, et 0 pour les classes intermédiaires B et C (*Fiches Espèces | ClimEssences*, n.d.). Cet ajustement vise à représenter le risque associé à la commercialisation du bois : une forte diversité de débouchés est associée à un risque faible, tandis qu'une faible diversité entraîne une augmentation du risque. Concernant *F. excelsior*, une estimation est faite selon le FEE section « valorisation potentielle du bois » (ACRVF et al., 2021), deux sur quatre valorisation sont intéressantes. Selon le FEE, sa valorisation est comparable à celle de *T. cordata* évalué en C dans ClimEssences. Dépendant de cela, une note de C est retenue.

$$X [-] = \left(\frac{Y \left[\frac{\text{m}^3}{\text{ha}} \right]}{\max(Y)} \right) \times 5 \pm 1 (+ \text{ si A et } - \text{ si D}) \text{ ou } 0 (B \text{ et } C) \quad (3)$$

$$Production [-] = \frac{X \times 5}{\max(X)} \quad (4)$$

Finalement, pour obtenir l'indice de production (équation 4), la valeur de X sera multipliée par 5 puis divisée par la valeur maximale de X. Visant à le placer sur une échelle de 0 à 5, permettant d'éviter d'éventuels cas où la valeur de X précédemment établie sera supérieure à 5, rendu possible grâce à la diversité des débouchés.

4.1.2 Caractéristique du mélange

Le point précédent a permis de définir diverses caractéristiques relatives à l'essence. La partie suivante va consister à transposer ces caractéristiques aux mélanges (Tableau 2), tout en ajoutant une caractéristique liée à la diversité fonctionnelle du mélange, ainsi que la compatibilité entre les essences.

○ Caractère majoritaire

La représentativité des essences, préalablement calculée (section 4.1.1.1), permet de déterminer le caractère majoritaire du mélange. Ce dernier est défini comme la moyenne des valeurs d'abondance des deux essences (avec 0 = mélange innovant, 0,5 = mélange semi-innovant et 1 = mélange courant).

○ Potentialités du mélanges

La capacité du mélange à répondre à ces objectifs est calculée comme la moyenne normalisée (valeurs remises à l'échelle 0-1) des capacités des deux essences (détaillée au point 4.1.1).

○ Diversité fonctionnelle

Cette caractéristique permet de déterminer, pour chaque mélange, son niveau de diversité fonctionnelle, en fonction de l'appartenance des essences aux différents groupes fonctionnels établis dans l'étude de Guignabert et al. (2024).

Guignabert et al. (2024) ont défini huit groupes fonctionnels pour 46 essences européennes basés sur neuf traits fonctionnels (la tolérance à l'ombrage, la tolérance à la sécheresse, la masse des graines, la hauteur maximum, la surface foliaire, le contenu en azote foliaire, la densité du bois, le type de phénologie et l'architecture du système racinaire) qui sont jugés essentiels pour le fonctionnement de l'écosystème et la résilience aux perturbations.

La valeur de diversité fonctionnelle du mélange s'étend de 0 à 1, avec 1 pour les essences se situant dans un groupe fonctionnel différent et 0 pour un même groupe fonctionnel.

○ Compatibilité

Cette métrique précise la facilité présumée de gestion des essences en mélange. Elle est appliquée uniquement aux mélanges courants, car ces derniers sont les seuls pour lesquels toutes les essences ont été étudiées dans la thèse de Combaud, (2024). Dans cette étude la compatibilité entre les essences est étudiée sous le prisme de la compétition pour la lumière.

L'étude de la compatibilité pour la lumière repose sur :

- (I) Un modèle de croissance en hauteur en peuplement monospécifique,
- (II) Son adaptation aux peuplements mélangés à deux essences,

Un tel modèle permet de générer pour chaque couple d'essences un peuplement virtuel dans chaque placette d'inventaire de l'IFN et de calculer la croissance en hauteur de chaque essence composant le mélange. Cela permet d'obtenir plusieurs peuplements virtuels par couple d'essence.

(III) Un filtre environnementale,

Le filtre appliqué au peuplement virtuel utilise trois variables clés : le déficit hydrique annuel, la somme des degrés-jour annuels et la température minimale annuelle. Il permet de conserver uniquement les peuplements virtuel compatibles avec ces contraintes environnementales. Donnant un certain nombre de peuplements virtuel compatibles pour l'environnement pour chaque couple d'essences.

(IV) Un filtre de lumière.

Le filtre est appliqué à deux types de peuplements, des peuplements mélangés de deux essences (existant dans l'inventaire de l'IFN) (1) et les peuplements virtuel compatibles pour l'environnement (2).

(1) Pour les peuplements existants, le filtre lumière permet de définir un seuil minimal nécessaire à la coexistence des deux essences en mélange.

(2) Ensuite pour chaque couple d'essences ce seuil est utilisé pour ne retenir que les peuplements virtuels dépassant ce seuil. Le nombre de peuplements restants pour un couple d'essence correspond à leur valeur de compatibilité.

Pour l'étude, seuls les résultats de compatibilité des couples d'essences dans les quatre SER les plus proches de la Belgique (GRECO B : SER B21 et B23 et le GRECO C : SER C11 et C20) sont conservés (Cavaignac, 2009; Institut national de l'information géographique et forestière, n.d.).

Pour ce faire une compatibilité moyenne des quatre SER est calculé pour estimer la compatibilité à l'échelle de la Belgique. Ces valeurs sont séparées en deux classes, une faible compatibilité (valeur de 0) pour des valeurs inférieur à 100 et une haute compatibilité (valeur de 1) lorsqu'elles sont supérieur à 100, seuil définis dans Combaud, (2024). De ce fait pour chaque couple d'essences est attribué une catégorie de compatibilité (Tableau 2), une valeur binaire allant de 0 comme des couples avec une faible compatibilité pour la lumière et 1 des peuplements compatibles vis-à-vis de la lumière.

Pour les quatre SER, les sols et le climat sont représentatifs de ceux rencontrés en Wallonie, à l'exception de la SER C20, qui présente une proportion importante (38 %) de sols calcaires et calciques (Cavaignac, 2009; Institut national de l'information géographique et forestière, n.d.). Ces sols sont rencontrés plus marginalement en Wallonie, les sols carbonatés correspondant aux niveaux trophiques 2 et 1 couvrant respectivement 1 % et 4 % du territoire wallon (ACRVF et al., 2021; Wampach et al., 2017).

Tableau 2 : Reprend les six caractéristiques appliquées aux mélanges d'essences dans la première colonne, la gamme de valeur prise par celle-ci ainsi qu'une brève description de ces caractéristiques et l'origine de l'information.

	Gamme de valeur	Description	Source
Caractère majoritaire	[0,1]		Nailis et al. (2024)
Adaptation au changement climatique	[0,5]	Correspond à l'aptitude du mélange face au changement climatique.	
Biodiversité	[0,5]	Correspond à l'intérêt du mélange au niveau de la biodiversité.	
Production	[0,5]	Correspond à l'intérêt du mélange dans un objectif de production.	
Diversité fonctionnel	[0,1]	Valeurs binaire, 0 si les 2 essences se trouvent dans le même groupe fonctionnel, 1 sinon.	Guignabert et al. (2024)
Catégorie de compatibilité	[0, 1]	Valeurs binaires, valeurs de 1 si le nombre de peuplements potentiel est >100 et 0 s'il est ≤100. En adéquation avec le seuil utilisé dans Combaud, 2024.	Combaud, (2024)

4.1.3 Sélection des mélanges d'essences

L'ensemble des points précédents a permis de caractériser les mélanges en termes de caractère majoritaire, de potentialité de diversité fonctionnel et de compatibilité. La présente section est consacrée à la méthodologie employée pour la sélection des mélanges.

Premièrement, les mélanges sont divisés selon leur caractère majoritaire (mélanges courants (1), semi-innovants (0,5) et innovants (0)). La catégorie des mélanges courants est caractérisée par une différenciation selon leur niveau de compatibilité (haute ou faible), les autres catégories ne présentent pas cette séparation.

Deuxièmement, les mélanges innovants et semi-innovants, contrairement au mélange courant, ont pour condition d'être résilients, cette résilience est représentée par l'appartenance à des groupes fonctionnels différents. Dont l'objectif est d'avoir une meilleure capacité de réponse aux variations futur de l'écosystème. La condition de résilience n'est pas appliquée à la catégorie des mélanges courants, l'objectif étant de mettre en évidence les mélanges les plus abondants. L'utilisation d'une approche de diversité fonctionnelle via les traits fonctionnels est utilisée car elle permet de mettre en évidence la résilience des peuplements (Guignabert et al., 2024).

Finalement, une dernière division est faite selon les potentialités des mélanges. Pour chacune de ces potentialités (adaptation au changement climatique, production et biodiversité) est sélectionné le couple d'essence ayant la valeur la plus importante et respectant les critères de sélection précédemment établis. Ce couple est exclu de la sélection si sa valeur ne se trouve pas dans le dernier quintile pour tous les mélanges confondus (120). Donnant potentiellement 12 mélanges (6 mélanges courant, 3 mélange semi-innovant et 3 innovant), en réalité seul 10 mélanges sont retenus et deux exclus (Tableau 3).

Pour les deux autres types de mélanges, aucun mélange n'a pu leur être assigné, car aucun d'entre eux ne satisfaisait les conditions de sélection, dû à une valeur de potentialité insuffisante au seuil fixé (Tableau 3).

Tableau 3 : Choix des différents couples d'essences pour les 12 types de mélanges établis. La catégorie de compatibilité est établie selon Combaud, (2024). NA correspond aux valeurs manquantes : dans le cas de la compatibilité, cela signifie que la ou les essences n'ont pas été

définies dans Combaud, (2024). Pour les colonnes « Couples » et « Valeur », la présence d'un NA signifie qu'aucun couple ne respectait les conditions établies. La colonne « Valeur » correspond à la valeur de potentialité définie pour ce couple, mise en relation avec la colonne « Valeur maximale », qui représente la valeur la plus élevée calculée pour chaque potentialité parmi les 120 mélanges étudiés.

Type de mélange	Compatibilité	Valeur de compatibilité	Potentialité	Couple	Valeur	Valeur maximale
Courant	Haute	1833.50	Changement climatique	<i>Pinus sylvestris/Betula pendula</i>	0.63	0.88
Courant	Haute	1316.25	Biodiversité	<i>Fagus sylvatica/Quercus petraea</i>	0.69	0.73
Courant	Haute	547.75	Production	<i>Larix decidua/Picea abies</i>	0.73	0.99
Courant	Base	NA	Changement climatique	NA	NA	0.88
Courant	Base	1.00	Biodiversité	<i>Picea abies/Quercus patraea</i>	0.57	0.73
Courant	Base	0.00	Production	<i>Pseudotsuga menziesii/Picea abies</i>	0.99	0.99
Semi-innovant	NA	NA	Changement climatique	<i>Cedrus atlantica/Betula pendula</i>	0.79	0.88
Semi-innovant	NA	NA	Biodiversité	<i>Fagus sylvatica/ Prunus avium</i>	0.65	0.73
Semi-innovant	NA	NA	Production	<i>Pseudotsuga menziesii / Cedrus atlantica</i>	0.73	0.99
Innovant	NA	NA	Changement climatique	<i>Cedrus atlantica/Tilia cordata</i>	0.79	0.88
Innovant	NA	NA	Biodiversité	<i>Acer pseudoplatanus / Prunus avium</i>	0.58	0.73
Innovant	NA	NA	Production	NA	NA	0.99

4.2 Définition des itinéraires sylvicoles par mélanges

Cette section définit les itinéraires sylvicoles testés en simulation, en s'appuyant sur les dix couples d'essences préalablement sélectionnés. Ces combinaisons sont différenciées selon trois critères : l'abondance de l'essence en Wallonie, les potentialités du mélange en termes de biodiversité, production, l'adaptation au changement climatique ainsi que la compatibilité des essences en mélange.

Chaque couple d'essences fait l'objet de 12 simulations, combinant six agencements spatiaux entre les essences regroupé en trois degré d'intimité (décrite en 4.2.1) et deux sylvicultures (détaillées en 4.2.3). L'écartement entre plants est maintenu constant à deux mètres, correspondant à une densité initiale de 2 500 plants/ha (1 346 pour l'essence 1, 1 154 pour l'essence 2).

4.2.1 Schéma de plantation

L'agencement des plantations repose sur une échelle d'intimité entre essences, mesurant le degré d'interaction spatiale. Trois typologies d'agencement spatiaux sont testés, chacun composé de deux variantes (du plus élevé au plus faible) :

○ Mélange intime

Le mélange intime regroupe deux agencements spatiaux caractérisés par des interactions spatiales élevées, résultant d'un faible espacement entre les essences. Deux degrés d'intimité sont alors définis pour les mélanges intimes : un degré élevé représentant une alternance pied-à-pied entre essences (Figure 2, numéro 2) et un degré faible caractériser par une alternance de lignes (Figure 2, numéro 1).

○ Mélange en mosaïque

Ces agencements consistent en des parquets alternés d'essences le long d'une même ligne. Leur intimité varie selon la taille des parquets, dimensionnée pour permettre une comparaison directe avec les bandes (largeur multiple de trois lignes). Deux degrés sont testés : des parquets 6×6 mètres composés de 9 plants (Figure 2, numéro 4) et des parquets de 12×12 mètres composés de 36 plants (Figure 2, numéro 3).

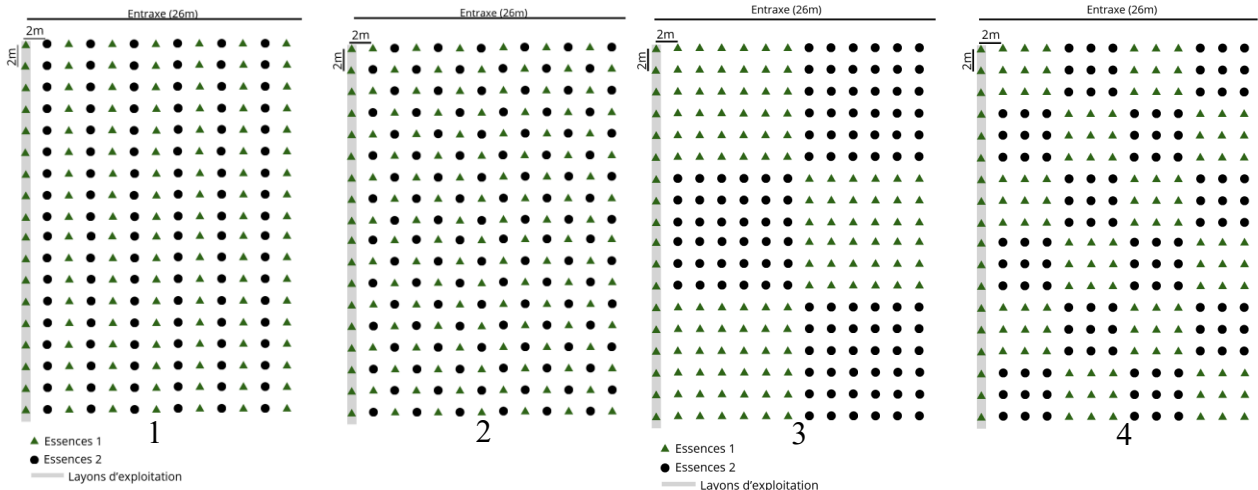


Figure 2 : Schémas de plantation pour les mélanges intimes (1 et 2) et en mosaïques (numéro 3 et 4). Avec une plantation en ligne (1), en pied par pied avec une alternance des essences entre les lignes (2), en parquet de 12m par 12m (3) et en 6m par 6m (4). Ces plantations sont caractérisées par un écartement entre les plants de deux mètres ainsi qu'un entraxe de 26m. Concernant la composition en essences, l'essence 1 possède une croissance plus rapide et atteint alors le seuil de désignation plus précocement.

○ Mélange par bande

Cette configuration regroupe des lignes monospécifiques contiguës pour former des bandes. Le degré d'intimité est déterminé par le nombre de lignes par bande : bandes étroites de 3 lignes et 6 mètres de largeur (Figure 3, droite) et des bandes larges de 6 lignes et 12 mètres de largeur (Figure 3, gauche).

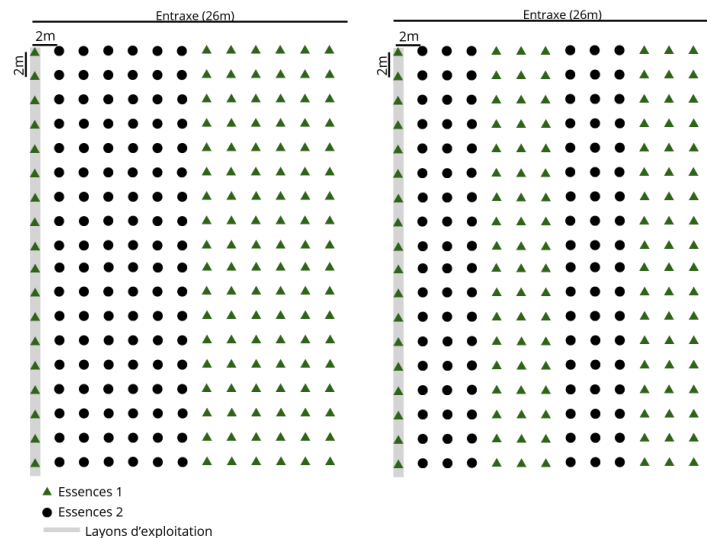


Figure 3 : Schémas de plantation pour les mélanges en bandes avec à gauche des bandes composées de 6 lignes et à droite des bandes composées de trois lignes. Ces plantations sont caractérisées par un écartement entre les plants de 2 mètres ainsi qu'un entraxe de 26 mètres. Concernant la composition en essences, l'essence 1 possède une croissance plus rapide et atteint alors le seuil de désignation plus précocement.

Pour la simulation, le peuplement modélisé correspond à trois répétitions du schéma de plantation décrit précédemment, formant une scène de 72 mètres par 78 mètres.

Pour l'analyse statistique effectuée au point 4.4.2, les différents agencements définis ci-dessous sont regroupés en trois degrés d'intimité (forte, moyenne, faible). Chaque paire d'agencements est ainsi attribuée à un degré d'intimité : l'intimité forte reprend les agencements pied à pied et en ligne, l'intimité moyenne est composée des parquets et bandes de 6 m de large, et l'intimité faible comprend les parquets et bandes de 12 m de large.

4.2.2 Les layons d'exploitation

L'entraxe des layons, correspondant à la distance séparant deux layons d'exploitation, est fixé à 26 mètres, une valeur dépassant l'optimum théorique de 18 mètres (Ulrich, 2017) tout en restant dans la fourchette recommandée de 20 à 30 mètres (Baar et al., 2004). Un entraxe plus serré ne peut pas être utilisé, car il est nécessaire de pouvoir placer côte à côte, pour chacune des deux essences, une bande ou un parquet de 12 mètres de large. Par conséquent, la valeur de l'entraxe a été choisie de manière à être identique dans tous les cas de figure.

Les layons sont composés de l'essence 1, qui à leur ouverture, lors de la première éclaircie, fournit un bois exploitable. Ces cloisonnements, larges de 4 mètres, assurent le passage des engins d'exploitation.

4.2.3 Approches sylvicoles

Dans cette section sont détaillées les deux approches sylvicoles utilisées pour la gestion du mélange. La première est une sylviculture basée sur l'approche par arbre objectif, s'intéressant spécifiquement à certaines tiges du peuplement choisies comme objectif. À l'opposé, la seconde approche utilisée s'applique sur l'entière du peuplement et se base sur les itinéraires sylvicoles en peuplement pur des différentes essences constitutives du mélange.

4.2.3.1 Sylviculture par arbre objectif

- Sélection des arbres objectifs

La première étape consiste en la désignation d'un certain nombre de tiges objectifs, réparties, dans le cas présent, entre les deux essences du mélange. La densité cible d'arbre objectif est volontairement limitée pour prévenir les déséquilibres structurels induits par les éclaircies lorsque la densité est trop importante (Baar, 2008). Concernant les périodes d'application, la désignation s'effectue à une hauteur dominante de 10 à 11 mètres (Baar et al., 2004) de manière à avoir une hauteur moyenne d'environ 9m.

Cette intervention nécessite de définir le nombre de tiges à désigner, les densités dans le tableau 4 sont celles en peuplement monospécifique. Ce nombre est déterminé sur la base de trois sources d'information et d'une méthodologie en trois étapes :

- (I) Calcul du rapport de Seebach (D/d) pour chaque essences :

Grâce aux valeurs de diamètre à 1,30 m (d) et de rayon de couronne (r) fournis pour toutes les essences à l'exception de *C. atlantica* et *P. avium* dans Pretzsch et al. (2015). Par transformation, il est calculé le coefficient D/d pour les différentes essences. Le calcul du rapport diamètre du houppier (D) sur le diamètre à 1,30 m (d) est effectué pour les valeurs

moyenne et maximale de chaque essence (Pretzsch et al., 2015). Seule la valeur du rapport D/d la plus élevée est conservée, afin de réduire le nombre d'arbres objectifs.

(II) Calcul du diamètre du houppier au terme d'exploitabilité

Le terme d'exploitabilité retenu correspond au terme optimal (Tableau 4), fixé arbitrairement proche du maximum. Ce choix permet de limiter le nombre d'arbres objectifs (Baar, 2008).

Les diamètres retenus s'appuient sur les prescriptions du CNPF, s. d. et de l'ONF, (1996) à l'exception de *B. pendula* (Dubois et al., 2020) et *T. cordata* (Claessens et al., 2019; De Jaegere et al., 2016). Le diamètre minimal est fixé à 47,7 cm, sauf lorsque des prescriptions spécifiques imposent une valeur supérieure. Ce seuil vise à garantir des fûts d'au moins 150 cm de circonférence, conformément aux principes de la gestion par arbre objectif (Baar et al., 2004). Le diamètre maximal est spécifié lorsqu'il est défini par les prescriptions existantes.

Les diamètres d'exploitation définis, le diamètre du houppier à exploitabilité est calculé selon l'équation 5.

$$Dh = TE d \times \max\left(\frac{Dh_1}{d_1}\right) \quad (5)$$

Avec : $Dh \equiv$ diamètre du houppier [m], $Dh_1 \equiv$ diamètre du houppier selon Pretzsch et al. (2015) [m], $TE d \equiv$ Terme d'exploitabilité en diamètre [m], $d_1 \equiv$ diamètre à 1m30 selon Pretzsch et al. (2015) [m]

(III) Détermination de la densité compte tenu de l'espacement

L'espacement entre arbres objectifs est fixé par le diamètre de leur houppier. La densité (N_{AO}) est alors déterminée par l'équation 6.

$$N_{AO} = \frac{1}{\frac{Dh^2 \times 0,866}{10000}} \quad (\text{Baar et al., 2004}) \quad (6)$$

Les densités calculées sont confrontées aux prescriptions de Baar, (2008) et Bastien, (2005) (Annexe 9.2) afin d'établir une valeur cible adaptée. Pour *C. atlantica*, en l'absence de données spécifiques, les densités retenues sont celles de *P. menziesii*, ces deux essences présentant des architectures comparables.

L'âge attendu à la hauteur de désignation est déterminé à partir des courbes de croissance en hauteur dominante (Tableau 4), correspondant aux conditions les plus fertiles. Des variations sont donc attendues selon la station lors des mélanges.

Tableau 4 : Présentation des variables liées à la désignation des arbres objectifs (hauteur, âge estimé et densité), ainsi que le diamètre d'exploitabilité (minimal, maximal et optimum) et la source de l'information concernant la croissance en hauteur.

Essences	Désignation			Diamètre d'exploitabilité [cm]			Courbe de croissance en hauteur
	Hauteur [m]	Age estimé [ans]	Densité [tiges/ha]	Minimum	Optimum	Maximum	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	10 à 11	9	80	47,7	50	NA	Claessens et al. (1999)
<i>Betula pendula</i>	10 à 11	15	80	47,7	50	60	Zeoli et al. (2025)
<i>Cedrus atlantica</i>	10 à 11	17	130	47,7	60	NA	Hainry & Colombet, (2009)
<i>Fagus sylvatica</i>	10 à 11	20	60	50,0	60	70	Bontemps et al. (2007)
<i>Larix decidua</i>	10 à 11	10	100	47,7	50	NA	Pauwels et al. (1999)
<i>Picea abies</i>	10 à 11	15	160	47,7	55	60	Perin et al. (2014)
<i>Pinus sylvestris</i>	10 à 11	17	120	47,7	50	55	Pérot et al. (2007)
<i>Prunus avium</i>	10 à 11	11	80	47,7	50	NA	Claessens et al. (1999)
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	10 à 11	10	130	47,7	65	70	Perin et al. (2014)
<i>Quercus petraea</i>	10 à 11	23	60	70,0	80	NA	ONF, (1996)
<i>Tilia cordata</i>	10 à 11	14	80	47,7	64	NA	Semaškienė, (2006)

À partir du tableau 4, les modalités de conduite de chaque essence sont adaptées à leur présence en mélanges. Pour ce faire, le nombre d'arbres d'objectif est réduit de moitié et un écartement séparant l'essence 1 et 2 est spécifié et correspond à la distance entre celles-ci, selon l'équation 7 (Tableau 5).

$$E [m] = \sqrt{\frac{10000}{N_{AO} \left[\frac{\text{tiges}}{\text{ha}} \right] \times 0,866}} \quad (\text{Baar et al., 2004}) \quad (7)$$

Tableau 5 : Les variables de désignation (densité et espacement) sont établies en fonction des essences constituant les mélanges, sur la base des valeurs en peuplement monospécifique définies dans le tableau 4.

Mélange de deux essences	Répartition		Densité des AO [tiges/ha]			Ecartement des AO [m]	
	Essences 1 [E1]	Essences 2 [E2]	E1	E2	Total	E1	E2
<i>Betula pendula</i> / <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	40	60	100	12,0	9,8
<i>Fagus sylvatica</i> / <i>Quercus petraea</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus petraea</i>	30	30	60	13,9	13,9
<i>Larix decidua</i> / <i>Picea abies</i>	<i>Larix decidua</i>	<i>Picea abies</i>	50	80	130	10,7	8,5
<i>Picea abies</i> / <i>Quercus patraea</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Quercus patraea</i>	30	80	110	13,9	8,5
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Picea abies</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Picea abies</i>	65	80	145	9,4	8,5
<i>Betula pendula</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Cedrus atlantica</i>	40	65	105	12,0	9,4
<i>Prunus avium</i> / <i>Fagus sylvatica</i>	<i>Prunus avium</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	40	30	70	12,0	13,9
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Cedrus atlantica</i>	65	65	130	9,4	9,4
<i>Tilia cordata</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Cedrus atlantica</i>	65	40	105	9,4	12,0
<i>Acer pseudoplatanus</i> / <i>Prunus avium</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Prunus avium</i>	40	40	80	12,0	12,0

- Détourage des arbres objectifs (méthode principale de prélèvement)

(I) La première éclaircie :

Elle s'effectue entre 10 et 11 mètres de hauteur dominante de l'essence 1 et comprend le prélèvement des arbres autour des arbres objectifs, des lignes composées de l'essence 1 pour former les cloisonnements sylvicoles. Les éclaircies sur le peuplement entier commencent la rotation suivante pour ne pas prélever une surface terrière trop importante.

Lorsque la vitesse de croissance diffère entre les essences, les rotations débutent dès que l'essence 1 (croissance la plus rapide) atteint son seuil. Le détourage pour l'essence 2 est décalé de x rotations de 3 ans, où x correspond au délai nécessaire pour que l'essence 2 atteigne sa hauteur de désignation (Tableau 6).

Tableau 6 : Pour chaque couple d'essences est estimée l'année de premier passage en détourage sur la base des courbes de croissance en hauteur du tableau 4. Le premier détourage peut s'effectuer sur les deux essences ou dans le cas contraire le nombre de rotation attendue pour l'éclaircie sur la deuxième essence est précisée.

Mélange de deux essences	Estimation 1er éclaircie [ans]	Eclaircie sur les deux essences	Eclaircie sur l'essence 2 [nombre de rotation plus tard]
<i>Betula pendula/ Pinus sylvestris</i>	15	Non	1
<i>Fagus sylvatica/Quercus petraea</i>	20	Non	1
<i>Larix decidua/Picea abies</i>	10	Non	2
<i>Picea abies/Quercus petraea</i>	15	Non	3
<i>Pseudotsuga menziesii/Picea abies</i>	10	Non	2
<i>Betula pendula/ Cedrus atlantica</i>	15	Non	1
<i>Prunus avium/ Fagus sylvatica</i>	11	Non	3
<i>Pseudotsuga menziesii / Cedrus atlantica</i>	10	Non	2
<i>Tilia cordata/ Cedrus atlantica</i>	14	Non	1
<i>Acer pseudoplatanus / Prunus avium</i>	10	Oui	0

(II) Les éclaircies ultérieures :

Le détourage des arbres objectifs nécessite la définition d'un rayon et d'une intensité de détourage. Dans HETEROFOR, la taille du rayon est définie comme un coefficient multiplicatif du rayon du houppier. La détermination du coefficient multiplicatif, décrite ci-dessous, se base sur le calcul d'accroissement du houppier des arbres objectifs (Baar et al., 2004).

1. L'accroissement en diamètre du houppier

Cet accroissement est calculé à partir de l'accroissement en circonférence à 1m30. Ce dernier correspond à l'accroissement observé entre le premier et le 4^e détourage. Ensuite, l'accroissement en diamètre du houppier est obtenu en combinant l'accroissement en circonférence et le rapport D/c, calculé au premier et au 4^e détourage.

2. Coefficient multiplicatif

Grâce à l'accroissement en diamètre, il est possible de calculer le diamètre du houppier à la fin de la rotation (3 ans plus tard). Ce diamètre une fois transformé en rayon (rayon de détourage) est mis en relation avec le rayon actuel du houppier pour obtenir le coefficient multiplicatif pour

chaque essence. Ce coefficient possède une valeur entre 2,15 et 2,46, dépendant de l'essence. Un test de vérifications des coefficients est effectué dans HETEROFOR, où les coefficients les plus proches de 2 donnent les résultats les plus probants.

Par conséquent, un coefficient de 2 est retenu pour l'ensemble des essences, coefficient permettant, grâce au visu 3D d'HETEROFOR, d'atteindre une compétition pour les houppiers en fin de rotation, en général pour l'ensemble des essences. A l'exception de *Q. petraea*, qui nécessite, dans certains scénarios (pour les agencements les plus intimes), un coefficient multiplicatif supérieur pour sortir de la compétition avec l'essence dominante définit par observation et répétition.

L'intensité du détourage dépend par conséquent de la proportion de surface terrière prélevée au sein du rayon de détourage. Dans cette optique, l'intensité du prélèvement est dégressive, conférant à l'arbre une compétition réduite au jeune âge, ce qui lui permet d'exploiter pleinement sa croissance juvénile (Baar, 2008; Baar et al., 2004).

Pour les 4 premiers détourages, un détourage à mi-rotation avec une intensité régressive (50 %, 33 %, 33 %, 25 %)(Baar et al., 2004). Ensuite, les détourages s'effectuent à chaque rotation en supprimant seulement le compétiteur principal jusqu'à une hauteur de 20 m (Baar et al., 2004).

Le seuil de fin de détourage est fixé à une hauteur de 20 m pour l'ensemble des essences, à l'exception de *B. pendula* et *A. pseudoplatanus*, où il est fixé à 18 m. Car la hauteur dominante atteinte par ces essences en fin de simulation est entre 20 et 22 m.

Le détourage autour des arbres objectifs est codé pour prélever de préférence les plus forts compétiteurs en premier lieu (Bastien, 2005), permettant de bénéficier de l'avantage cultural des arbres dominés.

- Eclaircie sur le peuplement (prélèvement secondaire)

Ce complément d'éclaircie a pour objectif de réguler la densité du mélange en dehors des arbres objectifs (Bastien, 2005), permettant de compléter le prélèvement fait autour des arbres objectifs (Baar et al., 2004). Son intensité de prélèvement est croissante (5%,10%,15%,20%), en opposition à celle sur les arbres objectifs, amenant à un prélèvement de 20 % de G après les périodes de détourage. Au cours des prélèvements, il est recommandé de ne pas dépasser un prélèvement de 20 % de G de manière à bénéficier d'un accroissement en volume supérieur (Engel et al., 2021; Primifcia et al., 2016; Thurm & Pretzsch, 2021). Cette éclaircie sur le peuplement est guidée par les guides sylvicoles détaillés ci-dessous.

4.2.3.2 Sylviculture en plein

Cette sylviculture utilise uniquement les éclaircies sur le peuplement et non des éclaircies au bénéfice de certains arbres. Dans HETEROFOR, ce type de coupe permet d'être utilisé avec des guides sylvicoles. Ces guides, définis pour chaque essence, font correspondre des surfaces terrières cibles après éclaircie à une hauteur dominante avec en précision la nature de l'éclaircie et le pourcentage de prélèvement en G.

Ces guides sylvicoles sont créés à partir des prescriptions de gestion existant dans la littérature pour l'essence considérée (Annexe 9.3), à partir desquelles une modification de la densité et du type de coupe est effectuée.

La surface terrière de ces guides sylvicoles est augmentée de 9%, cette densité est augmentée de manière à éviter une perte de rendement des peuplements mélangés suite à leur conduite à densité trop faible (del Río et al., 2016; Pretzsch & Biber, 2016; Thurm & Pretzsch, 2021). La surface terrière prélevée est de l'ordre de 20 % (Engel et al., 2021; Primicia et al., 2016; Thurm & Pretzsch, 2021) et peut être supérieure à ces recommandations dans le jeune âge, dépendant des prescriptions relatives à l'essence. Pour cette étude, le type de coupe est fixé comme mixte jusqu'à l'atteinte de 20 m de hauteur dominante ou 18 m pour *B. pendula* et *A. pseudoplatanus* (seuil basé sur les prescriptions par arbre objectif (Baar et al., 2004)), puis par le haut. Le choix d'un prélèvement mixte est pour permettre la survie de l'essence dominée dans le mélange, certaines études recommandant une éclaircie par le haut (Engel et al., 2021; Thurm & Pretzsch, 2021), d'autres n'identifiant pas de différence significative en peuplement mélangé (Primicia et al., 2016).

Les différentes prescriptions et modalités de gestion donnent lieu à différents itinéraires sylvicoles, un itinéraire étant défini pour chaque mélange et pour chaque sylviculture (en plein ou arbre objectif). Ces différents itinéraires sont détaillés à l'Annexe 9.3.

4.3 Modélisation des mélanges

Dans les sections précédentes, différents mélanges, agencements de plantation et itinéraires sylvicoles pour gérer ces mélanges sont définis. Pour évaluer l'impact de ces différents paramètres, il est nécessaire de pouvoir représenter la croissance du peuplement dans ces conditions, son implémentation est détaillée ci-dessous.

Le fonctionnement principal d'HETEROFOR peut être mis en évidence par quatre grands modules : les processus liés au carbone, un module d'équilibre hydrique, un module de phénologie et un module d'interception de la lumière (Jonard et al., 2020). Le fonctionnement de ces modules est détaillé en annexe 9.6.

4.3.1 Implémentation dans HETEROFOR

Les simulations sont effectuées sur une période de 74 ans, allant de 2026 à 2100, sur un site virtuel n'existant pas réellement mais représentant les caractéristiques générales de la région choisie.

○ Site d'étude

Le site correspond à un sol nu sans végétation accompagnatrice, couvrant une superficie de 0,562 ha (maille de 72 × 78 m, avec des cellules de 2 m de large). Il est situé dans la zone bioclimatique de la basse et moyenne Ardenne, un environnement choisi pour la meilleure adéquation climatique pour l'ensemble des essences utilisées (en conditions optimales ou en tolérance).

Données météorologiques :

HETEROFOR a besoin de trois types de fichiers pour fonctionner. Premièrement, un fichier météorologique, il utilise les données journalières mises à disposition par *opendata.meteo.be*. (2026), traitées ensuite par l'Earth and Life Institute (ELI), pour obtenir un fichier pour chaque zone bioclimatique sur une période de 1961 à 2025 (*S. Fauconnier, communication personnelle, 28 mai 2026*). Pour la discrétisation météorologique, une approche empirique est utilisée, basée sur les coefficients de désagrégation du projet REGEplus. Cette méthode nécessite également un fichier de référence pour le vent et les précipitations, correspondant aux données

météorologiques journalières de la zone bioclimatique considérée. Les simulations se déroulent de 2026 à 2100, par conséquent les données climatiques utilisées sont des duplicatas faits par HETEROFOR des données du fichier météo sur les 30 dernières années.

La concentration en CO₂ est maintenue constante entre les années, fixée à 425 ppm, correspondant au seuil de calibration dans HETEROFOR à partir de 2026.

Type de sol :

Le sol forestier retenu est l'un des plus répandus en basse et moyenne Ardenne et le plus adapté aux essences étudiées : un sol de type Gbbr, profond, à drainage moyen. Ce type de sol a été créé virtuellement par l'Earth and Life Institute (ELI) afin d'être implémenté dans le modèle HETEROFOR, en utilisant des profils de sol de la base de données Aardewerk ainsi que des profils de sol disponibles au sein de l'ELI (*S. Fauconnier, communication personnelle, 28 mai 2026*).

○ Fichier d'inventaire

Les schémas de plantation sont créés à partir d'un fichier R fourni par Manoël Dewarserger lors du projet Optimel (Manoël Dewarserger et al., 2024). Ce fichier est adapté pour établir les agencements souhaités dans le cadre de l'étude actuelle. L'export de ce code R génère un fichier texte qui peut être intégré au canevas par défaut des inventaires dans HETEROFOR. Donnant 60 fichiers pour couvrir l'ensemble des combinaisons (Couple et agencement).

○ Itinéraire sylvicole

Désignation d'arbre objectif :

Cette étape mobilise l'interveneur du même nom dans HETEROFOR, pour lequel cinq paramètres liés à l'essence et un paramètre général doivent être définis. Chacun de ces paramètres est précisé dans la colonne « Détail » des itinéraires sylvicoles (Annexe 9.3). L'interveneur est un outil d'HETEROFOR permettant, dans les simulations, de recréer l'opération réelle qui serait effectuée sur le peuplement.

Dans cet interveneur différents paramètres sont à fixer. Le paramètre général définit le nombre maximal d'arbres objectif à l'hectare, toutes essences confondues, correspondant à la somme des densités d'arbres objectif de chaque essence. Les paramètres spécifiques à chaque essence comprennent la hauteur minimale et maximale de désignation, la densité d'arbres objectif, l'écartement entre les arbres objectif ainsi que la circonférence d'exploitabilité.

Dans le cadre de certains itinéraire, une modification du fonctionnement de l'interveneur s'avère nécessaire, impliquant l'ajustement des seuils d'exclusion des arbres candidats au statut d'arbre objectif. Les seuils relatifs au taux de défoliation, à l'indice de compétition pour la lumière (défini comme le rapport entre la lumière réellement interceptée par l'arbre et celle qu'il recevrait en l'absence de voisins) et à l'élancement sont abaissés. Ces ajustements permettent la sélection d'arbres dominés comme arbres objectifs, respectant ainsi les densités cibles. Les valeurs modifiées sont les suivantes : l'indice de compétition pour la lumière passe de 0,3 à 0, le seuil de défoliation de 20 % à 50 %, et le rapport hauteur sur diamètre à 1,30 m de 120 à 240.

Les éclaircies :

(I) Gestion par arbre objectif

Cette étape mobilise l'interveneur de détourage dans HETEROFOR, où sont renseignés, pour chaque essence, l'intensité de prélèvement en surface terrière au sein du rayon de détourage, ainsi que le coefficient multipliant le rayon du houppier définissant le rayon de détourage. Tous ces paramètres, à encoder dans l'interveneur, sont détaillés par année et pour chaque simulation dans les itinéraires sylvicoles (Annexe 9.3).

Une éclaircie complémentaire du peuplement est ensuite réalisée à chaque rotation, sur la base des guides sylvicoles établis dans cette étude et implémentés dans HETEROFOR (Annexe 9.3). Le taux d'occupation cible est fixé à 50 % par essence, pour les deux essences considérées. Cette intervention est réalisée après le détourage. Ainsi, lorsque l'intensité du détourage est telle que les seuils de surface terrière sont inférieurs à ceux définis dans les guides, aucun prélèvement n'est effectué. Les guides sylvicoles représentent une adaptation des itinéraires sylvicoles respectifs des différentes essences en vue de leur implémentation dans HETEROFOR. Ils renseignent, pour une hauteur dominante donnée, la surface terrière cible, l'intensité maximale de l'éclaircie et le type d'éclaircie (par le haut, neutre ou par le bas).

(II) Gestion sur le peuplement

Cette gestion mobilise l'interveneur basé sur les guides sylvicoles, avec une surface occupée finale fixée à 50 % par essence. De manière à ne pas avoir de contrainte à l'échelle du peuplement une surface terrière cible de 0 m²/ha et une intensité de prélèvement de 100 % ont été fixés. De cette manière, le prélèvement s'effectue uniquement sur base des guides sylvicoles spécifiques aux essences jusqu'à atteindre de la surface terrière cible ou l'intensité maximale d'éclaircie renseignées dans ces guides.

La récolte :

(I) Coupe rase

L'interveneur de coupe dans HETEROFOR est utilisé pour fixer, pour l'essence souhaitée, la surface terrière cible à 0 et les classes de circonférence de 0 au maximum de la circonférence du peuplement. Cela permet la coupe totale de l'essence sur le peuplement.

(II) Récolte partiel

Cette opération a pour objectif de remplacer une partie du prélèvement effectué en éclaircie par le prélèvement des plus gros arbres du peuplement, arrivés au terme d'exploitabilité, avant qu'une coupe finale ne puisse être effectuée, comme mentionné ci-dessus.

L'opération utilise l'interveneur de coupe, où le pourcentage de surface terrière récoltée est fixé (entre 10 et 20 %) et défini dans les itinéraires sylvicoles (Annexe 9.3). Cette intervention est effectuée avant celle relative à la gestion de la densité, afin d'éviter un second prélèvement lorsque la surface terrière est inférieure à la surface terrière cible. Le type de coupe est fixé par le haut, entraînant d'abord la coupe des plus gros bois du peuplement.

4.4 Traitement des résultats des simulations

4.4.1 Création des indicateurs

Chaque simulation génère plusieurs fichiers de résultats, qui sont ensuite analysés et traités sous R. Deux jeux de données sont ainsi créés, le premier répertorie les valeurs des indicateurs pour

chacune des simulations réalisées et le second retrace l'évolution de la surface terrière. Que ce soit pour la surface terrière ou pour les indicateurs, ces données sont évaluées selon les modalités de simulation : le couple d'essences, le type d'agencement ainsi que le degré d'intimité correspondant et le type de sylviculture.

Le premier jeu de données regroupe les indicateurs sélectionnés ci-dessous pour évaluer les potentialités des mélanges, comme détaillé dans le tableau 7.

Pour évaluer la production, les indicateurs retenus portent sur le volume total de bois produit et le revenu annuel généré par le peuplement. Le volume total de bois produit correspond à la somme du bois récolté lors des éclaircies ou récoltes et du bois sur pied en fin de simulation. Quant au profit annuel, il est calculé comme la somme des profits générés durant la simulation et de la valeur finale du bois sur pied. Ce total est ensuite divisé par la durée de la simulation (74 ans) pour obtenir le profit annuel moyen.

Pour évaluer la biodiversité, deux indicateurs sont retenus : le nombre de dendromicrohabitat (DMH) à l'échelle du peuplement et l'indice de Shannon.

Le nombre de DMH est utilisé comme indicateur de biodiversité, car de nombreuses études dans Courbaud et al. (2022) ont démontré une corrélation significative entre la biodiversité forestière globale et la diversité des DMH à l'échelle du peuplement. Cet indicateur peut même, dans certains cas, être plus intéressant que d'autres indicateurs, comme les espèces parapluies ou la liste rouge (Asbeck et al., 2021).

L'indice de Shannon permet d'analyser la dynamique de l'écosystème et reflète ici l'importance relative des deux essences présentes dans le mélange au cours du temps (Saraiva, 2023).

Concernant l'adaptation au changement climatique, deux facteurs sont retenus. Le premier est la sensibilité du peuplement à la sécheresse, évaluée via le déficit de transpiration. Le second est l'impact du peuplement sur l'atténuation des émissions de CO₂, évalué via la productivité primaire nette. Cette dernière correspond à la quantité nette de carbone capturée par la plante par photosynthèse et constitue de ce fait une bonne approximation de la quantité de carbone séquestrée (Sha et al., 2022). La période retenue pour le calcul du déficit de transpiration correspond à l'intervalle entre le moment où l'ensemble des peuplements ont achevé la phase de désignation et la date de la première coupe finale dans les dix mélanges.

Le second jeu de données compile l'évolution de la surface terrière par essence, relevée tous les 25 ans pour chaque simulation, permettant de créer le tableau 8. Cette évolution est calculée pour chaque couple à 25, 50 et 74 ans en moyennant la surface terrière de chaque essence obtenue pour les deux arrangements spatiaux composant chaque niveau d'intimité (par exemple, pied à pied et en ligne pour l'intimité forte). Cette approche permet d'obtenir l'évolution de la surface terrière sur trois pas de temps, pour chaque couple, sylviculture et degré d'intimité du mélange.

Tableau 7 : Pour chaque potentiel du mélange sont repris deux indicateurs, permettant de représenter l'évaluation de la potentialité au sein des mélanges. Pour chaque indicateur sont précisées les opérations réalisées sur celui-ci, ainsi que la période de temps sur laquelle il est analysé.

Potentiel	Indicateur	Opération	Période
Changement climatique	Déficit de transpiration	Moyenne	2055-2075
Changement climatique	NPP	Moyenne	2026-2100
Production	Profit annuel	Somme (revenu – dépense)/temps	2026-2100
Production	Volume total	Somme	2026-2100
Biodiversité	Shannon	Moyenne	2026-2100
Biodiversité	Dendromicrohabitat	Moyenne	2026-2100

4.4.2 Modèle linéaire

Pour la création des modèles linéaires relatifs à chaque indicateur, différentes variables explicatives peuvent être identifiées : le couple d'essences, le groupe de potentialité, l'agencement spatial (parquet de 12 m ou 6 m, bande de six ou trois plants, ligne et pied à pied), le degré d'intimité (forte, moyenne et faible) et la sylviculture (arbre objectif ou en plein). Une analyse préliminaire a été réalisée afin de sélectionner les variables les plus pertinentes à considérer dans les modèles. En effet, certaines variables décrivent des aspects semblables mais avec plus ou moins de modalités. L'idée est de vérifier si la variable la plus détaillée peut être remplacée par une variable plus simple.

Les paires de variables concernées sont, d'une part, l'agencement et l'intimité et, d'autre part, le couple et la potentialité. Pour chaque indicateur, les modèles Indicateur ~ Couple et Indicateur ~ Potentialité sont comparés par critère d'AIC, de même que les modèles Indicateur ~ Agencement et Indicateur ~ Intimité. La variable retenue au sein de chaque paire est celle associée à la valeur d'AIC la plus faible. Dans ces conditions, le couple et l'intimité s'avèrent systématiquement plus informatifs que leurs variables respectives alternatives (potentialité et agencement).

Une fois l'analyse préliminaire effectuée et les variables d'intérêt identifiées, les modèles linéaires peuvent être construits. Ceux-ci sont construits selon une approche pas-à-pas (« *stepwise* »), combinant une procédure descendante (« *backward* ») et une procédure ascendante (« *forward* »). La procédure descendante part du modèle le plus complexe, comprenant les trois variables principales (Couple, Sylviculture et Intimité) ainsi que leurs interactions doubles (Couple : Sylviculture, Couple : Intimité et Sylviculture: Intimité). La procédure ascendante part d'un modèle nul et intègre séquentiellement les variables selon leur significativité statistique.

Par la suite, un test ANOVA est appliqué aux modèles sortis des deux procédures afin de vérifier la significativité de chaque paramètre. Tout paramètre non significatif ($\alpha > 0,05$) est retiré du modèle. Au terme de cette procédure, six modèles linéaires sont obtenus (Annexe 9.4, Tableau AB), un pour chaque indicateur, permettant d'analyser la contribution des différentes variables explicatives.

À partir des modèles linéaires obtenus, un test ANOVA est appliqué, suivi d'une analyse post hoc par test de Tukey. Ce dernier permet d'extraire les valeurs de significativité associées à

chacune des variables du modèle (paramètres et interactions) utilisées par la suite pour la conception des figures.

5. Résultats

Cette section s'inscrit dans la continuité des éléments précédents, lesquels ont permis de situer l'étude dans la littérature et d'exposer la démarche adoptée pour obtenir les résultats présentés ici. Cette démarche a consisté, dans un premier temps, à sélectionner différents mélanges sur la base de critères (leur caractère majoritaire, potentialité, compatibilité et diversité fonctionnel). Dans un second temps, les itinéraires sylvicoles appliqués à la gestion de ces mélanges ont été définis, permettant ainsi leur simulation via le modèle HETEROFOR. Les résultats, exposés ci-dessous, sont structurés en 3 parties :

La première partie de l'analyse concerne l'évolution de la composition des mélanges au regard d'un indice d'équitabilité et de l'évolution de la surface terrière (5.1). La seconde partie présente les valeurs de potentialité des différentes simulations, d'abord globalement, à l'aide des groupes de potentialité définis précédemment (5.2.1), puis de manière détaillée pour chaque couple d'essences (5.2.2), en examinant également l'impact de l'intimité et de la sylviculture sur la valeur de potentialité.

5.1 Effet du mélange sur l'équitabilité

Ce premier volet examine l'évolution de la proportion des essences au sein du mélange. Cette proportion revêt une importance particulière : dans une optique de mélanges d'essences, la persistance de chaque essence tout au long de leur développement est cruciale, notamment en cas d'investissement initial en plantation.

Par ailleurs, les interventions simulées dans HETEROFOR, guidées par les itinéraires sylvicoles (utilisant l'interveneur des guides sylvicoles), visent à sélectionner les tiges au sein des peuplements. Une condition de cette sélection est la répartition équivalente de la surface occupée entre les deux essences. Il s'agit donc également de vérifier si cette condition a pu être respectée au cours des simulations.

L'étude de l'effet du mélange se porte ici sur l'entropie, cette dernière étant calculée via l'indice de Shannon, car il permet de quantifier les variations entre les écosystèmes dues à des effets naturels ou anthropiques, ainsi que de mesurer l'évolution de la biodiversité dans le temps (Saraiva, 2023). Dans HETEROFOR, cet indice est calculé sur la base de la surface terrière des différentes essences présentes dans le peuplement. À l'aide de cet indice, l'indice de Pielou (équitabilité) est calculé, permettant d'obtenir des informations sur l'uniformité des populations d'espèces (Figure 4) (Pielou, 1966). Il est calculé à l'aide d'une moyenne sur l'ensemble de la simulation. C'est pourquoi, à cette valeur d'équitabilité est également confrontée l'évolution de la surface terrière des différentes essences à des moments clé (25 ans, 50 ans et 74 ans) (Tableau 8) ainsi qu'au cours du temps (Annexe 9.3).

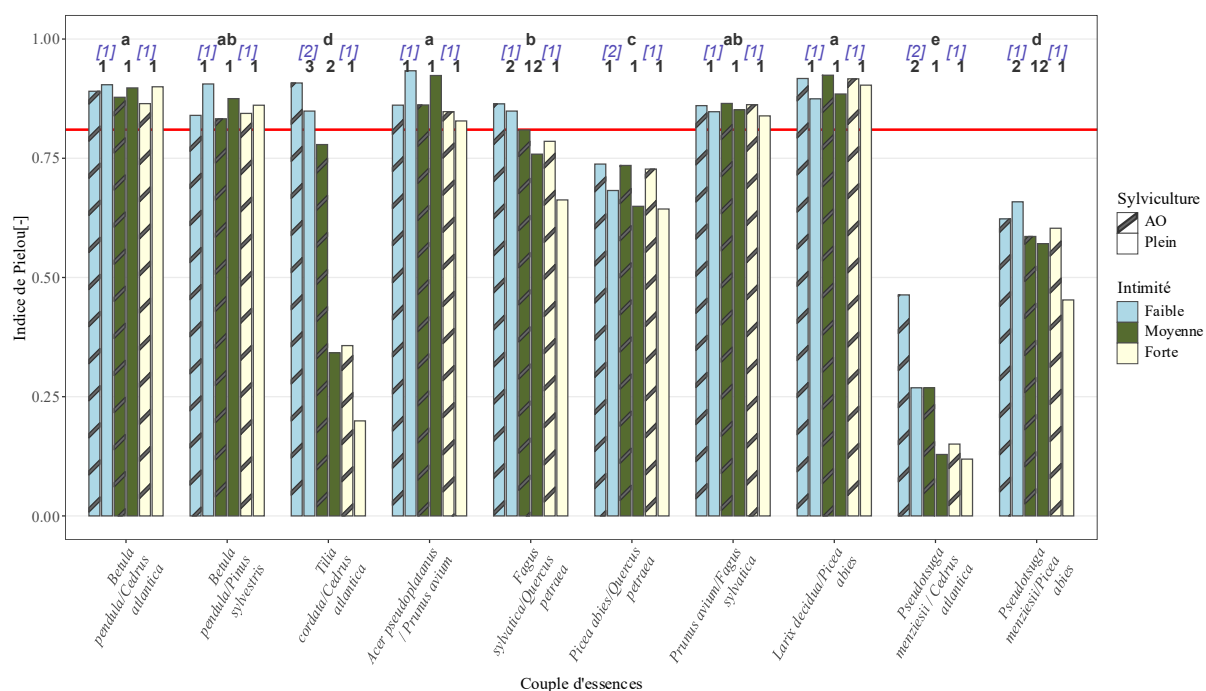


Figure 4 : Pour chacun des dix couples d'essences, l'indice de Pielou (équitabilité) correspondant est calculé en fonction de la sylviculture appliquée (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes, avec une lettre pour distinguer les mélanges significativement différents les uns des autres, un chiffre mauve (à gauche = sylviculture par arbre objectif et à droite = sylviculture en plein) pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité. La ligne rouge représente un indice de Pielou de 0,81 représentant une répartition de 25%/75% de la surface terrière entre les essences.

La figure 4 présente la valeur de l'indice de Pielou (équitabilité) pour les différents mélanges, selon différents niveaux d'intimité (faible, moyenne et forte) et de sylviculture (arbre objectif et en plein). Cette valeur d'équitabilité est comprise entre 0 et 1. Lorsqu'elle est égale à 1, la proportion, en termes de surface terrière, des deux essences dans le mélange est équivalente (Pielou, 1966). À ces valeurs, pour chaque simulation, est ajoutée une droite horizontale rouge représentant une valeur d'équitabilité de 0,81. Un tel indice correspond, dans le cas d'un mélange à deux essences, à une répartition de 75 %/25 % de la surface terrière du peuplement entre les deux essences. Par conséquent, tous les mélanges se trouvant au-dessus de cette limite présentent une essence avec une surface terrière supérieure à 25 % et une autre inférieure à 75 %.

1. Influence du type de mélange sur l'équitabilité

Seuls cinq des dix mélanges maintiennent une répartition de la surface terrière supérieure à 1/4-3/4 tout au long de la simulation, indépendamment de la sylviculture ou du degré d'intimité. Le type de mélange exerce donc un effet marqué sur l'équitabilité au sein des peuplements, confirmé par une significativité inférieure à 0,001 (Tableau AB en annexe 9.4).

2. Rôle de la sylviculture et de l'intimité

Le niveau d'intimité influence significativement l'équitabilité, comme illustré par la figure 4 et détaillé dans le tableau AB en annexe 9.4. Deux cas de figure émergent,

- Absence d'effet : L'intimité n'a aucun impact lorsque le mélange dépasse auparavant le seuil de 0,81. A l'exception du mélange *P.abies/Q.petraea* présentant un seuil inférieur.
- Effet marqué : L'intimité modifie clairement l'équitabilité entre les essences dans les autres cas. Avec lors d'une augmentation de l'intimité une diminution de l'équitabilité.

Le sylviculture appliqué influence également significativement l'équitabilité obtenu entre les simulations. Des cas de figure similaire qu'avec l'intimité s'observe, de manière général les mélanges possédants un équitabilité supérieur à 0,81 présente une absence d'effet et un effet marqué sous ce seuil. A l'exception de *P. menziesii/P. abies* ne semblant pas impacté par la sylviculture et présentant une équitabilité inférieur à 0,81.

De plus, la sylviculture par arbre objectif favorise le maintien des essences dans les mélanges où la répartition de la surface terrière est inférieure au seuil de $\frac{1}{4}$ - $\frac{3}{4}$. Cette dynamique se traduit par une augmentation de l'équitabilité.

Concernant l'impact de la sylviculture et de l'intimité pour certains mélanges :

Une différence marquée émerge pour les mélanges associant *C. atlantica* à d'autres essences. Lorsque *C. atlantica* est associé à *T. cordata* ou *P. menziesii*, une diminution de l'équitabilité est observée avec l'augmentation de l'intimité (Figure 4). Cette tendance se confirme dans l'évolution de la surface terrière : la part de *C. atlantica* devient nulle dans les mélanges d'intimité forte et moyenne sous l'effet d'une sylviculture en plein, et uniquement dans les mélanges d'intimité forte lors d'une sylviculture par arbre objectif (Tableau 8).

À l'inverse, cette dynamique ne s'observe pas dans les mélanges avec *B. pendula* (Figure 4). Dans ce cas, *C. atlantica* tend à dominer progressivement *B. pendula* au fil du temps, indépendamment de la sylviculture ou du niveau d'intimité (Tableau 8 et Figure B annexe 9.3).

La diminution de l'équitabilité avec l'augmentation du niveau d'intimité s'observe également pour les mélanges *P. menziesii/P. abies* et *F. sylvatica/Q. petraea*. Cependant, cette diminution est moins prononcée que dans les mélanges incluant *C. atlantica*. Cette tendance s'applique aussi aux valeurs d'équitabilité de ces mélanges, qui sont supérieur au mélanges composés de *C. atlantica*.

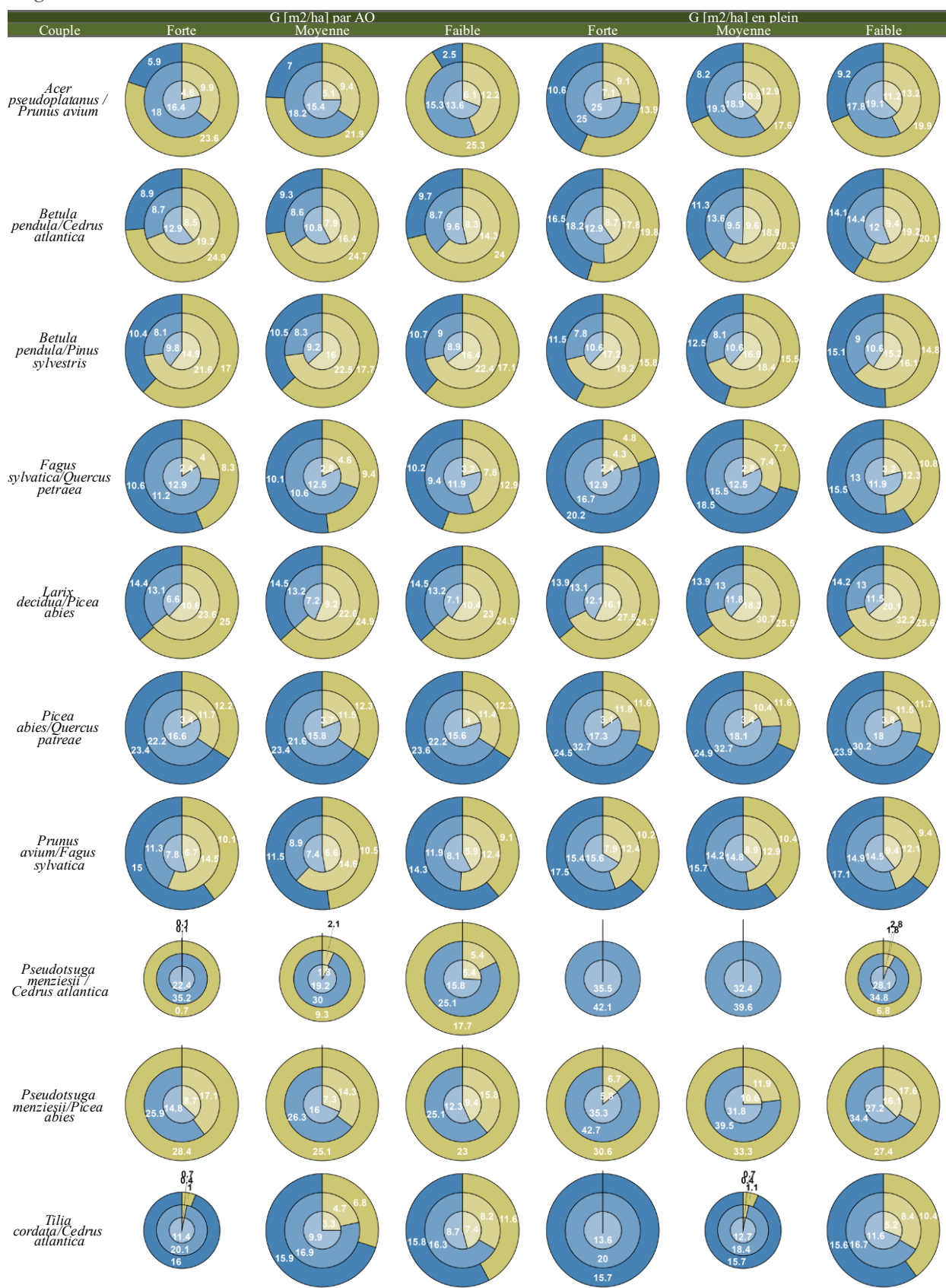
De plus, l'analyse de l'évolution de la surface terrière (Tableau 8) révèle deux dynamiques distinctes :

- Dans le mélange *P. menziesii/P. abies*, une dominance de *P. menziesii* est observée.
- Dans le mélange *F. sylvatica/Q. petraea*, *F. sylvatica* tend à dominer, bien que la proportion de surface terrière entre les deux essences se rapproche de l'égalité au fil du temps.

Pour ces deux mélanges, une répartition plus homogène de la surface terrière entre les essences est observée sous l'effet d'une sylviculture par arbre objectif, un effet non capturé par l'équitabilité.

Tableau 8 : Représentation de l'évolution de la surface terrière (G) en m²/hectare sous une sylviculture par arbre objectif (à gauche) et en plein (à droite) discrétisé par essences dans le

mélange (essence 1 (en bleu)/essence2 (en jaune)), par le niveau d'intimité entre les essences (forte, moyenne et faible) et en fonction du temps (cercle intérieur = 25 ans, central = 50 ans et extérieur = 74 ans). Pour les niveaux d'intimité : faible = parquet de 12m et une bande de six ligne, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne.



5.2 Potentialités des peuplements

5.2.1 Approche globale

Différents couples d'essences ont été établis pour répondre à trois potentialités des mélanges, à savoir la production (3 couples d'essences), l'adaptation au changement climatique (3 couples d'essences) et la biodiversité (4 couples d'essences) (Section 4.1.3, Tableau 3).

Comme mentionné en section 4.1.1.4, le potentiel de production a été déterminé à l'aide de deux indices : les revenus annuels et le volume total produit. L'objectif de cette section est de vérifier si ces potentialités définies a priori sont confirmées par les simulations. La comparaison des couples de mélanges classés par potentialité repose principalement sur le volume total produit, car les tendances observées sont identiques entre les deux indicateurs.

Le potentiel d'adaptation au changement climatique est quantifié via deux indicateurs : le déficit de transpiration et le stockage de carbone, ce dernier étant estimé par la productivité primaire nette (NPP). L'analyse privilégie le déficit de transpiration pour évaluer l'impact direct du changement climatique sur la transpiration potentielle des arbres. Les résultats relatifs à la NPP confirment par ailleurs les tendances observées pour le volume total produit et le profit. La biodiversité est appréhendée à travers l'analyse des DMH.

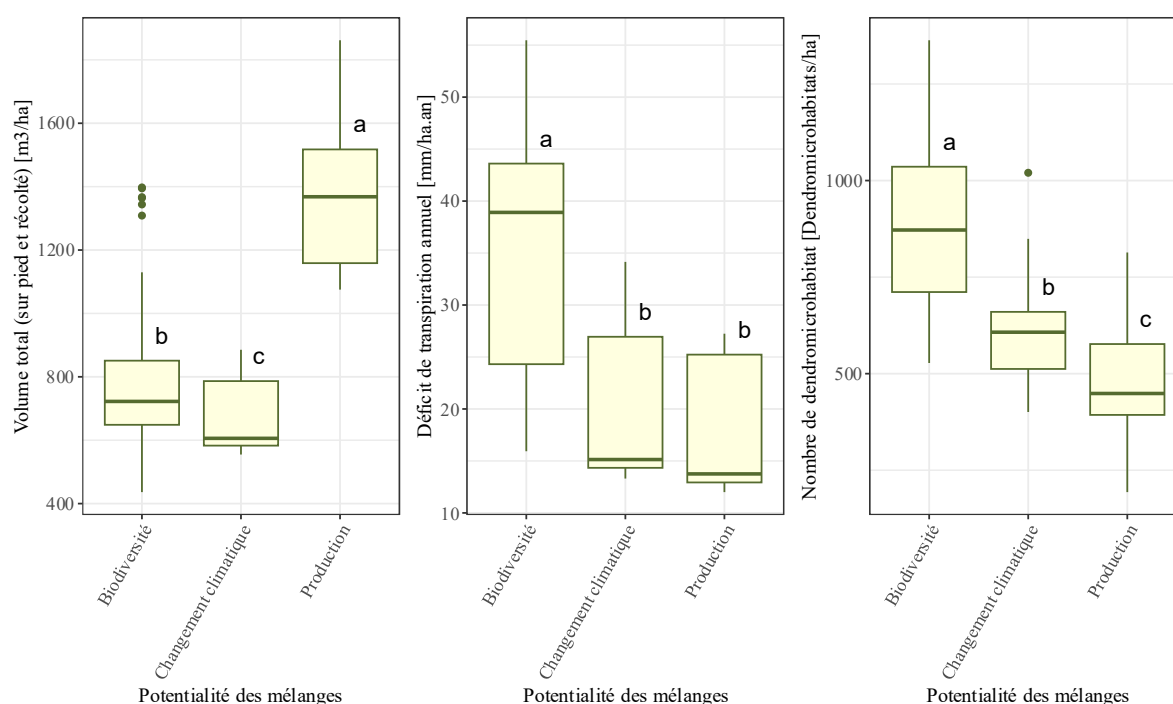


Figure 5 : Les trois graphiques représentent chacun un indice permettant d'évaluer chaque potentialité du mélange. A gauche : l'indice de production est représenté par le volume total produit correspondant au volume récolté ainsi que le volume final sur pied. Au centre : le déficit de transpiration est utilisé pour mettre en évidence l'adaptation au changement climatique. A droite : le nombre moyen de dendromicrohabitats par hectare du peuplement sur la durée de la simulations (74ans). Les lettres représentant les différences de significativité des moyennes pour les différents groupes de potentialité.

○ Volume total produit

Les peuplements conçus pour un objectif de production affichent une productivité significativement supérieure à celle des deux autres groupes de mélanges (Figure 5). Par

ailleurs, les mélanges ciblant la biodiversité surpassent également, en termes de productivité, les mélanges dédiés à l'adaptation au changement climatique. Cependant, la dispersion des volumes produits est plus marquée pour le groupe « biodiversité ». Les outliers observées dans ce groupe correspondent au mélange *P. abies/Q. petraea* pour une sylviculture en plein, dont le volume total généré est environ deux fois supérieur à la médiane du groupe.

- Adaptation au changement climatique

La figure 6 ne révèle aucune différence significative du déficit de transpiration entre les peuplements dédiés à l'adaptation au changement climatique et ceux définis pour la production. En revanche, le groupe « biodiversité » se distingue par un déficit de transpiration significativement plus élevé. Ce groupe présente également une variabilité marquée des valeurs de déficit entre les simulations.

- Biodiversité associée

Le groupe « biodiversité » se caractérise par des valeurs de DMH significativement plus élevées que celles des deux autres groupes, mais affiche une variabilité inter-simulations très marquée (Figure 5). Quant à l'« adaptation au changement climatique », il possède une médiane significativement plus importante que le groupe de « production », d'environ 200 dendromircohabitats par hectare. Dans le groupe d'« adaptation au changement climatique », un outlier est identifié correspondant au mélange *B. pendula/C. atlantica* sous une sylviculture en plein, pour un agencement en parquet de 12 m.

Les résultats obtenus confirment que les groupes de potentialité définis a priori répondent le mieux aux indicateurs qui leur sont associés. Pour affiner l'analyse, la suite de l'étude examinera les potentialités à travers : les couples d'essences, le niveau d'intimité et la sylviculture, afin de caractériser plus précisément les comportements observés.

5.2.2 Approche par potentialité

5.2.2.1 Adaptation au changement climatique

L'adaptation au changement climatique est évaluée via le déficit de transpiration, un indicateur intéressant pour anticiper les risques hydriques des peuplements face aux sécheresses, canicules et à l'augmentation générale des températures.

La figure 6 illustre, pour chaque mélange, l'évolution du déficit de transpiration en fonction du niveau d'intimité et de deux sylvicultures.

1. Influence du mélange sur le déficit de transpiration

La variabilité des déficits de transpiration dépend principalement des essences présentes au sein des mélanges. Ce facteur explique la majeure partie des différences observées, avec une p-valeur significative (<0,001) (Tableau AB en annexe 9.4). Dans ces essences, les mélanges incluant *F. sylvatica* et/ou *Q. petraea* se révèlent particulièrement sensibles aux déficits de transpiration.

2. Influences de l'intimité et de la sylviculture sur le déficit de transpiration

Pour sept des dix mélanges, aucune différence significative de déficit de transpiration n'est observée entre les niveaux d'intimité. Dans les cas où une variation net est détectée (pour *F.*

sylvatica/*Q. petraea* et *P. abies*/*Q. petraea*), l'augmentation du niveau d'intimité se traduit par une hausse du déficit.

Pour les sylvicultures, quatre des dix mélanges présentent des différences notables, ces quatre mélanges sont définis pour une potentialité de biodiversité. Ces écarts apparaissent lorsque le degré d'intimité exerce un effet mais aussi en l'absence d'impact visible de ce dernier. Le potentiel effet combiné de l'intimité et de la sylviculture se confirme par leur interaction significative (avec une p-valeur de 0,0136 (Tableau AB en annexe 9.4)) dans le modèle, c'est le seul modèle présentant cette interaction. Dans les cas où des différences sont observées, la sylviculture en plein tend systématiquement vers un déficit plus élevé.

Concernant l'impact de la sylviculture et de l'intimité pour certains mélanges :

L'intimité influence le mélange *B. pendula*/*C. atlantica*, mais aucune tendance claire ne se dégage entre l'augmentation de l'intimité et le déficit de transpiration. Seul un niveau d'intimité élevé semble induire un déficit supérieur, principalement attribuable à la sylviculture en plein.

La sylviculture appliquée exerce un effet sur les quatre mélanges présentant un potentiel de biodiversité. Au sein de ces mélanges, quatre essences sont systématiquement présentes et absentes des autres : *F. sylvatica*, *Q. petraea*, *P. avium* et *A. pseudoplatanus*.

L'impact sur *P. abies* s'avère plus contrasté. Cette essence est affectée lorsqu'elle est associée à *Q. petraea*, mais ne montre aucun effet significatif en mélange avec des résineux tels que *L. decidua* et *P. menziesii*.

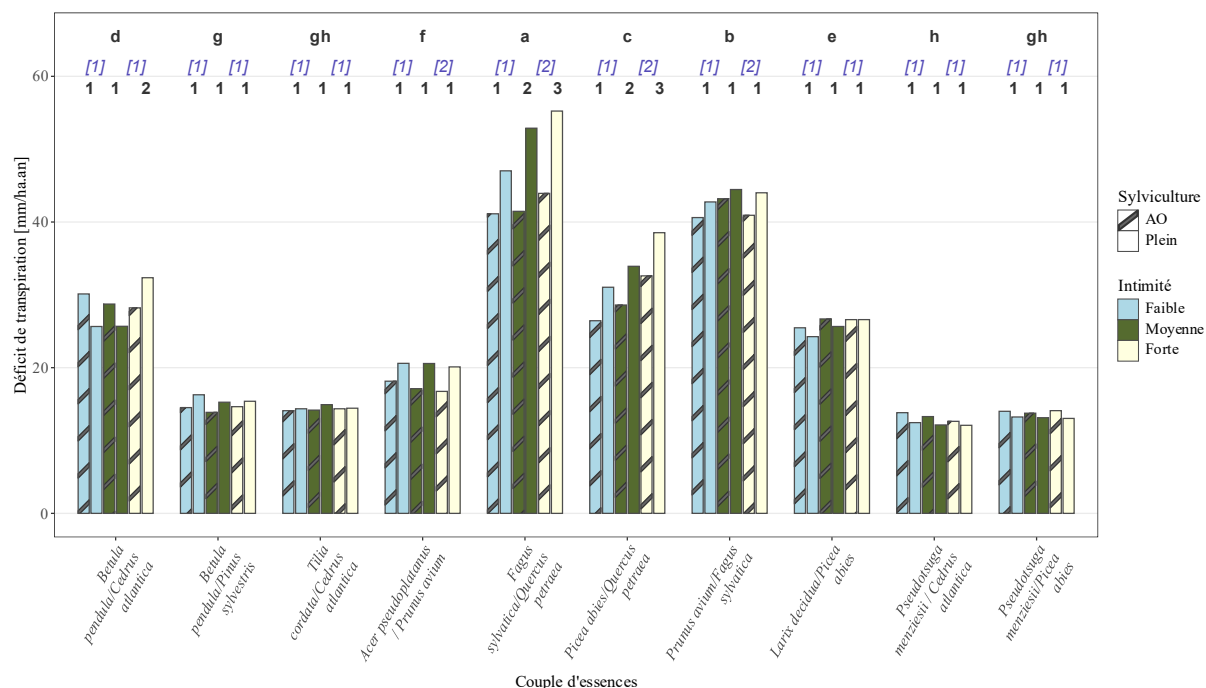


Figure 6 : Pour chacun des dix couples d'essences, est représenté le déficit de transpiration du peuplement mesuré en millimètre d'eau non transpirée par hectare et par an représentant la différence entre la transpiration réelle et potentielle. Ce déficit de transpiration est représenté en fonction de la sylviculture appliquée (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes,

avec une lettre pour distinguer les mélanges significativement différents les uns des autres, un chiffre mauve (à gauche = sylviculture par arbre objectif et à droite = sylviculture en plein) pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité.

5.2.2.2 Production

Le potentiel de production est évalué à l'aide de deux indicateurs : le profit annuel et le volume total produit. Ce dernier inclut à la fois le volume sur pied et le volume récolté. Le profit annuel, quant à lui, correspond au bénéfice réalisé chaque année, augmenté de la valeur annuelle du bois sur pied en fin de simulation.

Ils révèlent des tendances similaires, à l'exception des couples composés de *B. pendula*, détaillée ultérieurement.

1. Influence du mélange sur la productivité

Le volume produit et le profit sont principalement influencés par les essences composant les mélanges (Figure 7 et 8), comme observé précédemment pour le déficit de transpiration. Cette relation est confirmée par une p-valeur significative ($<0,001$ pour le profit et le volume total) (Tableau AB en annexe 9.4).

Les essences telles que *P. menziesii* et *P. abies* exercent un impact majeur sur la productivité lorsqu'elles sont présentes dans les mélanges. L'écart entre les quatre premiers couples d'essences et les autres est encore plus marqué lorsque le profit annuel généré est considéré (Figure 8). Passant d'un facteur d'environ deux pour le volume produit à un facteur quatre lorsque le profit est considéré.

Pour les six autres couples, la variabilité des profits entre les mélanges est bien plus faible que celle observée pour le volume produit. La considération des prix du bois semble atténuer les fluctuations.

2. Influences de la sylviculture et de l'intimité sur la productivité

L'influence de l'intimité sur la productivité n'est observée que pour trois des dix mélanges, correspondant aux trois des quatre mélanges les plus productifs (Figure 7 et 8). L'évolution de la productivité en fonction du niveau d'intimité révèle des tendances contraires selon les mélanges :

- Une diminution du volume produit et du profit annuel lorsque l'intimité augmente (*L. decidua*/*P. abies*)
- Une augmentation du volume produit et du profit annuel lorsque l'intimité augmente (*P. menziesii*/*P. abies* et *P. menziesii*/*C. atlantica*).

La sylviculture influence la productivité pour cinq des dix mélanges. Leur effet se manifeste soit uniquement sur le volume produit soit via un effet combiné avec l'intimité.

Par ailleurs, les variations de volume et de profit entre les sylvicultures sont plus marquées pour les couples les plus productifs. Globalement, la sylviculture en plein entraîne une productivité supérieure que ce soit par des volumes ou des profit supérieurs.

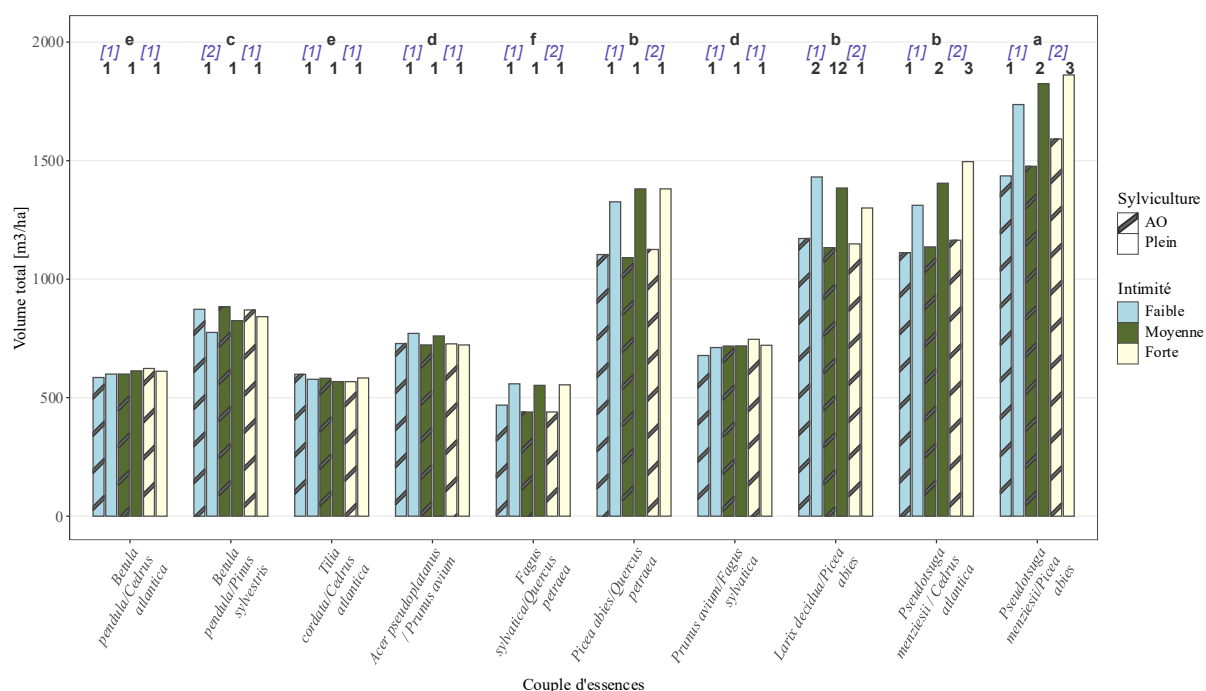


Figure 7 : Pour chacun des dix couples d'essences, est représenté le volume total généré par le peuplement sur 74 ans, de 2026 à 2100, comprenant le volume prélevé lors des coupes et des éclaircies ainsi que le volume sur pied à la fin de la simulation. Le volume total produit est représenté en fonction de la sylviculture appliquée (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes, avec une lettre pour distinguer les mélanges significativement différents les uns des autres, un chiffre mauve (à gauche = sylviculture par arbre objectif et à droite = sylviculture en plein) pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité.

Concernant l'impact de la sylviculture et de l'intimité sur le volume total pour certains mélanges :

Pour les quatre couples les plus productifs, le volume produit en sylviculture par arbre objectif ne semble pas varier avec l'intimité. Cette observation contraste avec les résultats obtenus en sylviculture en plein, à l'exception du couple *P. menziesii*/*P. abies*.

Le couple *B. pendula*/*P. sylvestris* se distingue par un volume produit supérieur en sylviculture par arbres objectifs (Figure 7), une tendance inverse à celle observée pour les autres couples. Cette spécificité n'est pas retrouvée lorsque *B. pendula* est associé à *C. atlantica*.

Concernant l'impact de la sylviculture et de l'intimité sur le profit annuel pour certains mélanges :

Pour le couple *B. pendula*/*C. atlantica*, la sylviculture par arbres objectifs génère un profit annuel supérieur à celui de la sylviculture en plein. Ce couple est le seul pour lequel cette méthode de gestion induit un profit plus élevé.

Au sein des quatre couples les plus productifs (Figure 8), la variation de l'intimité affecte différemment les sylvicultures appliquées. Pour les couples incluant *P. menziesii*, une augmentation de l'intimité se traduit par une hausse du profit, quelle que soit la sylviculture

mise en œuvre. En revanche, pour le couple *L. decidua*/*P. abies*, cette augmentation entraîne une diminution du profit, mais uniquement dans le cadre d'une sylviculture appliquée à l'échelle du peuplement.

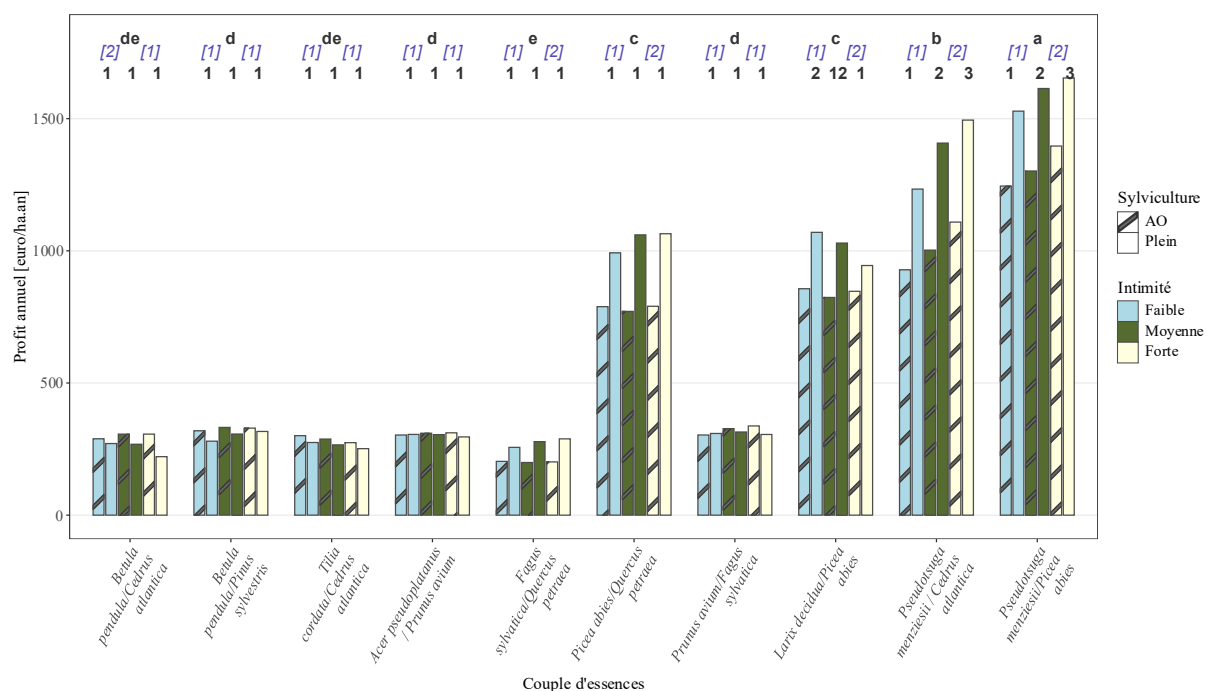


Figure 8 : Pour chacun des dix couples d'essences, est représenté le profit annuel généré par le peuplement sur 74 ans, de 2026 à 2100. Le profit annuel est représenté en fonction de la sylviculture appliquée (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes, avec une lettre pour distinguer les mélanges significativement différents les uns des autres, un chiffre mauve (à gauche = sylviculture par arbre objectif et à droite = sylviculture en plein) pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité.

5.2.2.3 Biodiversité

L'évaluation de la biodiversité repose sur l'analyse des DMH du peuplement, correspondant au nombre de microhabitats retrouvés sur l'ensemble des arbres du peuplement. La figure 9 permet une analyse plus précise des DMH en décomposant les résultats de la figure 5 (moyenne par hectare pour l'ensemble des simulations) par couple d'essences. Cela met en évidence les spécificités de chaque mélange pour la potentialité de biodiversité.

1. Influence du mélange sur le nombre de microhabitats

Le nombre de DMH par hectare est déterminé par les essences composant les mélanges, avec une p-valeur significative (<0,001) (Tableau AB en annexe 9.4). Les écarts sont marqués jusqu'à 1500 DMH/ha pour le couple *F. sylvatica*/*Q. petraea* à moins de 500 DMH/ha pour *P. menziesii*/*C. atlantica*.

Parmi les dix mélanges étudiés, trois se distinguent par des valeurs de DMH élevées, mit en évidence par les lettres de significativité *a* et *b*. Ces mélanges incluent systématiquement deux essences : *F. sylvatica* et/ou *Q. petraea*. À l'inverse, la valeurs la plus faible est associée au mélange *P. menziesii*/*C. atlantica*. Ces deux essences tendent à présenter un nombre réduit de

DMH, car trois des quatre couples affichant les valeurs de DMH les plus faibles incluent au moins l'une d'entre elles.

2. Influences de la sylviculture et de l'intimité sur le nombre de microhabitats

D'après la figure 9, le niveau d'intimité entre les essences n'influence que deux des dix couples étudiés, ce qui suggère un effet marginal de l'intimité sur la quantité de DMH. Confirmé par une p-valeur faible (0,002) pour ce paramètre dans le modèle (Tableau AB en annexe 9.4).

De ce fait, aucune tendance claire ne se dégage entre le nombre de DMH et le niveau d'intimité, avec une variabilité qui semble peu structurée par ce facteur.

Contrairement à l'intimité, la sylviculture exerce une influence forte et significative sur les résultats, comme en témoigne sa p-valeur significative ($<0,001$) dans le modèle (Tableau AB en annexe 9.4). La sylviculture permet :

- Compensation des différences liées aux essences : La sylviculture permet de réduire les écarts causés par les couples d'essences. Par exemple, le couple *B. pendula*/ *C. atlantica* en sylviculture en plein dépasse les valeurs obtenues pour *B. pendula*/ *P. sylvestris*.
- Impact systématique : Pour neuf des dix mélanges, la sylviculture exerce un rôle déterminant dans le nombre de DMH, avec une augmentation significative pour une sylviculture en plein.
- Indépendance vis-à-vis de l'intimité : Cet effet se manifeste que l'intimité ait ou non un impact sur le mélange.

Concernant l'impact de la sylviculture et de l'intimité pour certains mélanges :

Le couple *B. pendula*/*P. sylvestris* est le seul cas où ni l'intimité ni la sylviculture n'influencent le nombre de DMH. Ce mélange ne semble pas sensible aux variations d'agencement ou de gestion pour ce critère.

Quant au couple *T. cordata*/*C. atlantica*, il présente une valeur anormalement élevée pour une intimité faible (agencement en parquet de 12 m) associée à une sylviculture sur le peuplement, comparé aux autres résultats.

Finalement, le couple *F. sylvatica*/*Q. petraea*, semble avoir une tendance avec une diminution du nombre de DMH avec l'augmentation de l'intimité. Cette relation est cependant significativement observable que pour ce couple.

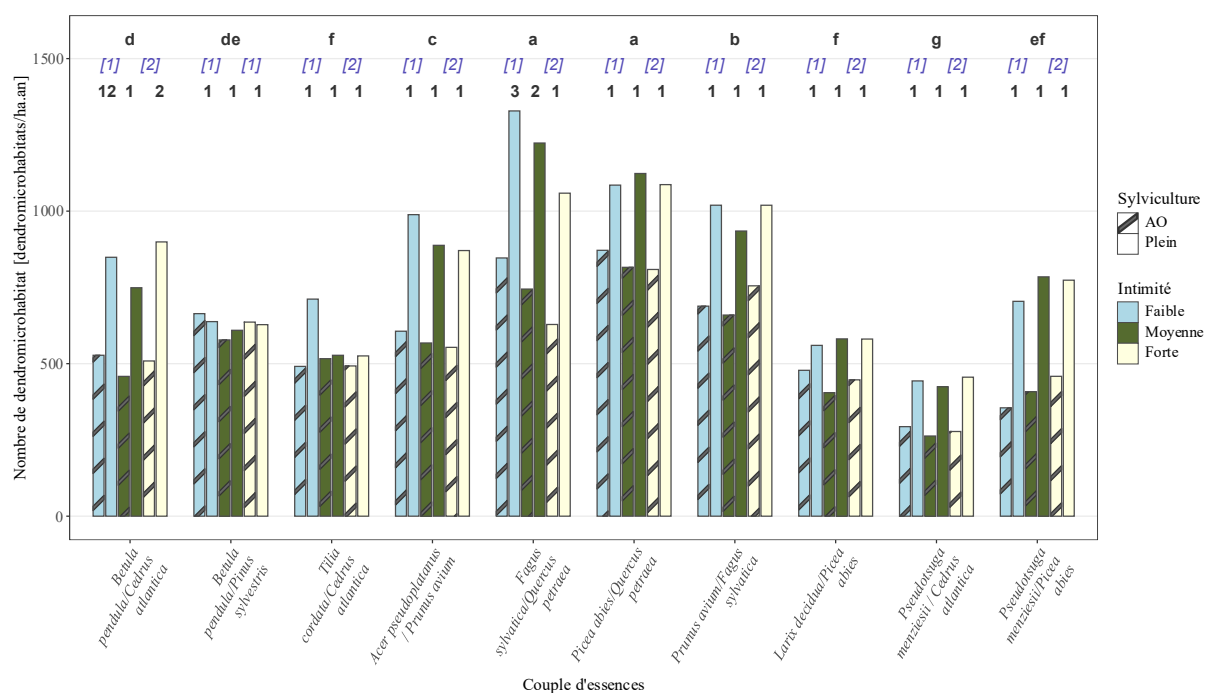


Figure 9 : Pour chacun des dix couples d'essences, est représenté le nombre de dendromicrohabitats (DMH) du peuplement, correspondant à la somme des DMH du peuplement ramenée à l'hectare et par an. Ce nombre de DMH est représenté pour les différentes sylvicultures appliquées (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes, avec une lettre pour distinguer les mélanges significativement différents les uns des autres, un chiffre mauve (à gauche = sylviculture par arbre objectif et à droite = sylviculture en plein) pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité.

6. Discussion

Cette section s'inscrit dans la continuité des résultats afin d'en extraire les constats pertinents pour la gestion des peuplements mélangés. Elle vise également à répondre aux objectifs intermédiaires et final de l'étude ainsi qu'à identifier différentes perspectives.

- Les potentialités des mélanges, définies *a priori*, sont-elles effectives au niveau des simulations (6.1) ?
- Quel est l'impact du degré d'intimité sur la réussite du mélange : sur son équitabilité et sa potentialité (6.2) ?
- Les valeurs d'équitabilité sont-elles impactées par la compatibilité entre les essences (6.3) ?
- Quelle gestion est la plus adaptée aux peuplements mélangés (6.4) ?

6.1 Les potentialités des mélanges, définies *a priori*, sont-elles effectives au niveau des simulations ?

L'objectif de cette section est de valider le choix des couples d'essences pour chaque groupe de potentialité, en s'appuyant sur les indicateurs retenus. Comme souligné au point 5.2.1, chaque groupe de potentialité présente la réponse la plus positive à l'indicateur qui lui est associé.

- Potentialité de production

Les mélanges définis pour la production affichent les valeurs de volume et de profit les plus élevées. À ces trois mélanges s'ajoute *P. abies/Q. petraea*, qui, bien que conçu initialement pour la biodiversité, présente un volume produit et un profit globalement équivalents (Figure 7 et 8). De tels résultats ne sont pas étonnants en raison de son potentiel de production, évalué à 0,83/1 selon l'équation 2 (section 4.1.1.4). Dépassant celui des couples *P. menziesii/C. atlantica* et *L. decidua/P. abies*. Ce mélange n'a cependant pas été retenu en raison de caractéristiques similaires (à savoir un mélange courant et une compatibilité faible) à celles de *P. menziesii/P. abies* mais avec une évaluation de la productivité inférieure.

- Potentialité d'adaptation au changement climatique

Parmi les couples initialement définis pour le changement climatique, deux des trois (*B. pendula/P. sylvestris* et *T. cordata/C. atlantica*) figurent parmi les mélanges présentant les valeurs les plus faibles de déficit de transpiration. À l'inverse, le couple *B. pendula/C. atlantica* se classe au quatrième rang des mélanges affichant le déficit de transpiration le plus élevé. Par ailleurs, deux couples dédiés à la production, *P. menziesii/C. atlantica* et *P. menziesii/P. abies*, enregistrent également des valeurs de déficit de transpiration très faibles. Ceci peut s'expliquer, pour le mélange *P. menziesii/C. atlantica*, par un nombre de tiges plus faible suite à la mortalité importante de *C. atlantica*, entraînant une évapotranspiration potentielle plus faible et une réserve en eau relative du sol moyenne, sur la période 2055-2075, d'environ 0,83, laissant supposer un sol peu soumis au déficit hydrique (Annexe 9.5.2).

- Potentialité de biodiversité

L'intérêt des couples à potentialité biodiversité est confirmé pour trois des quatre mélanges, *A. pseudoplatanus/P. avium* faisant exception. Pour ce dernier, la sylviculture par arbre objectif ne révèle que des valeurs très faibles par rapport aux autres couples, ce qui affecte

significativement le succès de ce mélange comparé aux autres. Toutefois, la sylviculture en plein montre des résultats proche du mélange *P. avium*/*F. sylvatica*.

Finalement, chaque couple a été correctement défini en fonction de ses potentialités, à l'exception de *A. pseudoplatanus*/*P. avium*. Par ailleurs, bien que les couples soient initialement établis pour une potentialité spécifique, certains présentent un intérêt marqué pour d'autres. C'est le cas de *P. abies*/*Q. petraea*, qui s'avère pertinent à la fois pour la biodiversité et la production. De tels résultats montrent que mélanger certaines essences permet de répondre à plusieurs potentiels à la fois tout en présentant des valeurs intéressantes pour ceux-ci.

6.2 Quel est l'impact du degré d'intimité sur la réussite du mélange : sur son équitabilité et sa potentialité ?

L'impact du degré d'intimité est évalué en fonction de la composition du peuplement en essences, représentée par l'équitabilité, ainsi que sur les potentialités du mélange. L'objectif est de déterminer si la variation du niveau d'intimité présente un intérêt pour ces dernières.

6.2.1 Impact du degré d'intimité sur l'équitabilité.

Cette étude vise à analyser la mise en place d'un mélange dès la plantation, selon différentes configurations. L'objectif est donc de maintenir les deux essences dans le mélange, d'autant plus que leur présence à engendrer des coûts lors de la plantation. Pour ce faire, une répartition de la surface terrière à hauteur de 75 %/25 % entre les essences est appliquée comme point de repère. Initialement, la proportion en nombre de tiges était équivalente entre les essences, sans tenir compte des cloisonnements d'exploitation réalisés lors de la première éclaircie.

Les résultats montrent que l'intimité exerce un impact sur l'équitabilité uniquement lorsque celle-ci est inférieure à 0,81. Au-delà de cette valeur, les deux essences se maintiennent en peuplement, même dans des conditions de niveau d'interaction élevé. La réussite du mélange est confirmée pour *B. pendula*/*P. sylvestris* (Jonsson et al., 2019; Kerr et al., 2020), qui présente un *transgressive overyielding*, tandis que *A. pseudoplatanus*/*P. avium* est considéré comme intéressant par Spiecker, (1994) dans Stojecová & Kupka, (2009). Cependant, aucune de ces études ne s'est penchée sur le niveau d'intimité entre les essences.

Pour les mélanges *B. pendula*/*C. atlantica*, *L. decidua*/*P. abies* et *P. avium*/*F. sylvatica*, la littérature ne semble pas permet de confirmer leur réussite.

Lorsque l'équitabilité est inférieure à 0,81, la tendance générale observée est une diminution de celle-ci avec l'augmentation du degré d'intimité. Les couples les plus fortement impactés par ce phénomène sont ceux composés de *C. atlantica* et/ou de *P. menziesii*.

Premièrement, pour les mélanges impliquant *C. atlantica*, l'équitabilité reste supérieure à 0,81 dans toutes les conditions lorsqu'il est associée à *B. pendula*. En revanche, ce n'est pas le cas avec *P. menziesii* ou *T. cordata*, pour lesquels un impact de l'intimité est observé.

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces résultats :

- Récolte prématurée des tiges (lors d'un mélange avec *P. menziesii*)

La croissance rapide des tiges de *P. menziesii* a conduit à atteindre sa dimension d'exploitabilité, nécessitant ainsi une récolte prématurée avant la fin de la simulation. Une coupe sur cette essence s'est produite à 53 ans pour la sylviculture par arbre objectif et à 59 ans pour celle en

plein. Par conséquent, *P. menziesii* n'est plus présent sur les 15 (sylviculture en plein) ou 24 (sylviculture par arbre objectif) dernière année de la simulation.

Cette hypothèse pourrait expliquer en partie les faibles valeurs obtenues. Cependant, la répartition des surfaces terrières avant 50 ans était déjà fortement déséquilibrée en faveur de *P. menziesii* (Tableau 8). Par exemple, *C. atlantica* n'est déjà plus présent dans les mélanges subissant une sylviculture en plein pour une intimité forte et moyenne, et n'est présent qu'anecdotiquement pour une intimité faible en sylviculture par arbre objectif.

- Mortalité importante de *C. atlantica* sous couvert

Lors des simulations, *C. atlantica* a présenté une croissance en hauteur inférieure à celle de *P. menziesii* et *T. cordata*. Cette différence a engendré une forte compétition pour la lumière, affectant particulièrement *C. atlantica* et entraînant une mortalité totale dès 25 ans, des plants. Ce phénomène a été observé dans les sylvicultures en plein pour des niveaux d'intimité forte et moyenne (Tableau 8).

Cette mortalité peut s'expliquer par trois facteurs principaux : la vitesse de croissance juvénile, la densité du houppier et l'adéquation stationnelle.

- La vitesse de croissance juvénile

Lors des simulations, *C. atlantica* montre, au jeune âge, une vitesse de croissance en hauteur inférieure à celle des essences avec lesquelles il est associée en mélange. Toutefois, dans certaines études, cette essence est considérée comme ayant une croissance initiale équivalente à celle de *B. pendula*, donc supérieure à celle de *T. cordata* mais inférieure à celle de *P. menziesii* (*Fiches Espèces* | *ClimEssences*, n.d.).

Dans les simulations, la hauteur moyenne atteinte par *C. atlantica* à 50 ans est d'environ 12,5 m, contre 19 m pour *B. pendula*. Cette croissance en hauteur est donc nettement inférieure à celle généralement observée en France. En Belgique, la croissance de *C. atlantica* à 50 ans reste significativement inférieure à celle de *B. pendula* ce qui confirme les résultats des simulations (ACRVF et al., 2021).

- La densité du houppier

D'un point de vue de leur couvert, les essences mélangées à *C. atlantica* peuvent être séparées en deux groupes distincts. Le premier regroupe les essences à couvert léger, représenté uniquement par *B. pendula*. Le second inclut les essences à couvert dense, composées de *P. menziesii* et *T. cordata* (ACRVF et al., 2021).

La densité du houppier influence significativement la proportion de rayonnement lumineux atteignant les strates inférieures. En effet, une densité accrue améliore l'efficacité d'interception de la lumière, réduisant ainsi la quantité de lumière transmise (André et al., 2021; Duursma et al., 2012). Par conséquent, *B. pendula*, comparé à *P. menziesii* et *T. cordata*, permet une transmission lumineuse plus importante vers les sous-étages.

Cette dynamique est également influencée par le tempérament de *C. atlantica*. Durant ses premières années, cette essence oscille entre un comportement héliophile et un comportement de demi-ombre, avant d'évoluer rapidement vers un tempérament strictement héliophile (ACRVF et al., 2021; Courbet et al., 2012). Par conséquent, elle nécessite un accès important à

la lumière peu après la plantation. Or, cet accès est compromis dans le cadre de son mélange avec *T. cordata* et *P. menziesii*, sauf en cas d'adaptation de l'intimité.

- L'adéquation stationnel

C. atlantica se situe en zone de tolérance dans la zone bioclimatique de la basse et moyenne Ardenne, contrairement aux autres essences associées, qui y sont présentes en optimum (ACRVF et al., 2021). Cette adéquation stationnelle moins favorable pourrait expliquer, en partie, sa vitesse de croissance en hauteur réduite.

Par conséquent, la faible réussite de *C. atlantica* peut s'expliquer par une vitesse de croissance en hauteur réduite par rapport aux autres essences combiné à des conditions climatiques belges moins adaptées à cette essence. Ce phénomène entraîne son confinement dans la strate inférieure, combiné à son besoin de plein éclaircissement durant sa phase juvénile.

Cette vulnérabilité, déjà documentée chez *C. atlantica*, se caractérise par une intolérance à la concurrence durant sa phase d'installation ainsi qu'une sensibilité à la compétition latérale à l'âge adulte (ACRVF et al., 2021). Ces contraintes se confirment dans les résultats observés et entraînent une mortalité accrue de cette essence.

Cependant, sa présence en mélange reste possible avec des essences partageant des traits écologiques similaires, comme les pins (Courbet et al., 2012). Cette tendance est notamment observée en association avec *B. pendula*, une essence héliophile et dotée d'une faible densité foliaire.

Pour assurer la réussite de *C. atlantica* en mélange avec des essences non héliophiles, il est recommandé de privilégier des configurations spatiales à faible intimité. Par exemple des parquets de 12 m de large ou des bandes de six plants de large. Ces configurations permettent de garantir un apport suffisant en lumière pour sa survie durant la phase d'installation. Cette observation est confirmée par les valeurs d'équitabilité obtenues dans les mélanges à faible intimité avec *T. cordata*.

Une augmentation de l'effort de gestion, notamment via une gestion par arbre objectif, favorise également le maintien de *C. atlantica* dans le mélange. Cette approche permet de limiter la compétition et d'améliorer les conditions de croissance pour cette essence.

Deuxièmement, les essences associées à *P. menziesii* en mélange subissent un impact marqué de cette dernière. Cette tendance, déjà observée chez *C. atlantica* (section précédente), s'applique également à *P. abies*. Cependant, chez cette dernière, la variabilité de l'équitabilité entre les différents niveaux d'intimité est plus faible.

Dans un même référentiel sylvicole (Perin et al., 2016), la croissance en hauteur de *P. abies* est inférieure à celle de *P. menziesii*, ce qui expose *P. abies* à une compétition verticale pour la lumière. L'impact moins prononcé sur *P. abies*, comparé à *C. atlantica*, semble lié à sa tolérance élevée à l'ombrage (ACRVF et al., 2021), lui permettant de mieux supporter la présence de *P. menziesii*.

Enfin, le mélange *F. sylvatica*/*Q. petraea* est également influencé par le niveau d'intimité. Les simulations reproduisent des plantations en plein découvert, une condition de perturbation marquée, généralement favorable à *Q. petraea* (Sardin, 2008). Pourtant, même dans ce contexte,

une forte pression compétitive de *F. sylvatica* s'exerce sur *Q. petraea*, en particulier durant les premières années, comme l'illustre l'évolution de la surface terrière (Tableau 8).

Dans ces conditions, une diminution de l'intimité favorise *Q. petraea* en réduisant la pression exercée par *F. sylvatica* et en augmentant également l'accès à la lumière pour *Q. petraea*.

La sylviculture par arbre objectif ne montre pas d'impact significatif sur ce mélange (Figure 4). Toutefois, il conduit systématiquement à des indices d'équitabilité supérieurs, quel que soit le scénario considéré.

6.2.2 Impact du degré d'intimité sur les potentialités du mélange.

De par les résultats obtenus et présentés dans la section 5, se remarque un impact de l'intimité sur la répartition des essences dans le mélange comme présenté ci-dessus. Mais également un impact de l'intimité sur la capacité du mélange à répondre à sa potentialité, détaillé ci-dessous.

- D'un point de vue de l'adaptation au changement climatique

Seuls deux, voire trois couples d'essences présentent un déficit de transpiration accru en réponse à une augmentation du niveau d'intimité spatiale. Ce déficit correspond à l'écart entre l'évapotranspiration potentielle, imposée par les conditions atmosphériques, et l'évapotranspiration réelle tenant compte des conditions d'humidité du sol.

Plusieurs variables issues du fonctionnement du modèle peuvent expliquer ce déficit (de Wergifosse et al., 2020; Dufrêne et al., 2005). Elles peuvent être liées au peuplement, telles que l'indice de surface foliaire (LAI, « *Leaf Area Index* »), dépendre des traits fonctionnels des essences, comme la conductance stomatique ou l'architecture du système racinaire, ou encore du type de sol, à travers son contenu hydrique (Dufrêne et al., 2005; F. Jonard et al., 2011; Wang et al., 2024). D'autres variables restent en revanche fixes entre toutes les simulations, notamment le type de sol et le climat.

L'apparition d'un déficit de transpiration au sein du peuplement nécessite un déficit hydrique du sol, dépendant du potentiel hydrique de ce dernier. Au-delà d'un certain seuil, ce déficit entraîne la fermeture des stomates et, par conséquent, l'apparition d'un déficit de transpiration.

Il est par conséquent logique d'observer un déficit de transpiration pour les peuplements subissant un déficit hydrique du sol plus important. Ce déficit hydrique du sol peut être mis en évidence par une réserve en eau relative du sol (REW) inférieure à 0,4 (Granier et al., 1995). Dans les résultats, les peuplements composés de *F. sylvatica* présentant le déficit de transpiration le plus élevé sont également ceux dont le REW moyen (Annexe 9.5.2, Figure L), ainsi que le REW minimal observé sur la période 2055-2075, sont les plus faibles.

De ce fait, pour une même quantité de précipitations, la REW varie entre les mélanges et les simulations. Une attention particulière est donc portée à la transpiration des arbres, celle-ci jouant un rôle important dans le prélèvement de l'eau du sol. Dans le modèle (de Wergifosse et al., 2020; Dufrêne et al., 2005), la transpiration peut ainsi dépendre du LAI, de la conductance stomatique et de l'architecture du système racinaire.

- Le LAI

Le LAI présente une forte corrélation avec la transpiration du peuplement, son augmentation induit une hausse de la transpiration (Forrester et al., 2012; Moore et al., 2011; Wang et al., 2019).

Le LAI impact différemment en fonction du mélange :

La corrélation entre LAI et transpiration peut expliquer l'augmentation du déficit de transpiration pour *F. sylvatica*/*Q. petraea* lorsque l'intimité augmente. Le LAI global du mélange n'évolue pas avec l'intimité, mais la part de *F. sylvatica* dans le LAI global augmente avec celle-ci. *F. sylvatica* présentant une conductance stomatique plus importante dans le modèle, l'augmentation de sa part dans le LAI peut expliquer ce déficit supérieur (de Wergifosse et al., 2020; Dufrêne et al., 2005).

Pour certains mélanges, une augmentation de l'intimité entraîne une augmentation du LAI du peuplement, comme pour *P. avium*/*F. sylvatica*. À l'inverse, elle entraîne une diminution pour d'autres, comme *L. decidua*/*P. abies*, voire aucun impact, comme pour *F. sylvatica*/*Q. petraea*. L'impact de l'intimité sur le LAI dépend donc du type de mélange.

- Le système racinaire

Le système racinaire peut constituer un facteur aggravant du déficit hydrique. Il entraîne une difficulté pour les essences dont l'absorption d'eau repose sur un système racinaire peu profond, comme observé chez *F. sylvatica* (Wang et al., 2024). Ce système racinaire peut ainsi contraindre l'accès à l'eau et favoriser un déficit hydrique dans la zone racinaire, pouvant conduire à un déficit de transpiration.

- Biomasse produite

Une autre explication possible à une transpiration plus importante peut être liée à la productivité primaire nette (NPP). L'augmentation de la biomasse produite entraîne en effet une augmentation de la transpiration, indépendamment de la composition en essences et de leurs interactions (Moore et al., 2011). Ce lien ne ressort cependant pas dans les simulations : pour certains couples, l'augmentation de la NPP avec l'intimité ne se traduit pas par une augmentation de la transpiration potentielle.

Il semble donc que de nombreuses variables, comme le LAI, l'architecture racinaire et la conductance stomatique, influencent le déficit de transpiration rencontré par certains mélanges, et que le rôle de ces variables varie entre les couples, comme observé pour le LAI.

- D'un point de vue de la production

Que ce soit en termes de profit ou de volume, trois cas de figure émergent en fonction des variations du degré d'intimité spatiale : une augmentation pour les mélanges incluant *P. menziesii*, une diminution pour le couple *L. decidua*/*P. abies* ou une absence d'effet.

- Une diminution de la productivité avec une augmentation de l'intimité

Cette diminution du volume s'explique par une augmentation des interactions entre essences lorsque leur degré d'intimité spatiale augmente, ce qui entraîne une augmentation de la compétition. Il est ainsi plausible que, dans ce cas, la compétition interspécifique dépasse la compétition intraspécifique. Par conséquent, leur association en mélange intensifie la compétition au sein du peuplement, comparativement à leur croissance en monoculture.

- Augmentation de la productivité avec l'augmentation de l'intimité

Cette tendance n'est observée que dans les mélanges composés de *P. menziesii*, où elle résulte de la compétition exercée par cette essence sur les essences associées.

L'augmentation du volume produit s'explique par la dominance de *P. menziesii* sur les autres essences, ce qui génère un effet de sélection (ou effet de dominance) (Loreau & de Mazancourt, 2013; Van de Peer, Thomas, 2018). Cet effet permet à l'essence dominante de se développer dans des conditions plus favorables que celles observées en monoculture.

Dans un agencement intime, *P. menziesii* subit une compétition intraspécifique réduite, tandis que la compétition interspécifique est atténuée, voire nulle, en raison de l'effet de sélection (Van de Peer, Thomas, 2018) permis par sa présence dans la strate supérieure.

Dans un tel scénario, l'hypothèse d'un mécanisme de facilitation ne peut être retenue, car ce dernier n'induit jamais d'effets négatifs sur les autres essences du mélange (Bauhus et al., 2017). Cet impact est plus marqué chez *C. atlantica* que chez *P. abies*, en raison d'une tolérance à l'ombrage plus élevée chez cette dernière essence (ACRVF et al., 2021; Courbet et al., 2012).

- Absence d'effet

Dans ces situations, l'augmentation du niveau d'intimité spatiale entre les essences, et donc l'augmentation de la compétition interspécifique par rapport à la compétition intraspécifique, n'entraîne aucune variation du volume produit et du profit annuel généré. Ceci vaut aussi bien pour les mélanges définis comme compatibles que pour ceux définis comme incompatibles, l'influence de la compatibilité est détaillée plus précisément ci-dessous.

- D'un point de vue de la biodiversité

L'absence de tendance claire et généralisable à l'ensemble des simulations complique l'analyse de l'impact du degré d'intimité spatiale sur le nombre de DMH. En effet, le modèle utilisé pour estimer le nombre de DMH dépend du diamètre à hauteur de poitrine et de l'essence considérée (Courbaud et al., 2017, 2022).

De ce fait, l'évolution du nombre de DMH est influencée de manière indirecte par le degré d'intimité du mélange, par le biais des conditions de croissance de l'arbre. En effet, ces conditions de croissance, influencées par le degré d'intimité, influencent la croissance en diamètre, laquelle conditionne à son tour la présence de DMH. Cependant, aucun impact du degré d'intimité sur la croissance en diamètre ou sur le nombre de tiges n'a pu être identifié.

Le mélange *F. sylvatica*/*Q. petraea* est le seul à présenter une tendance à la diminution du nombre de DMH avec l'augmentation de l'intimité. Pour ce mélange, il a été montré que la proportion de *Q. petraea* diminue avec l'augmentation de l'intimité, comme mis en évidence par le LAI et la surface terrière.

Ces valeurs de DMH peuvent s'expliquer par le fait que le maintien d'une proportion plus égale entre ces deux essences permettrait d'augmenter l'abondance et la diversité des DMH, ces deux essences n'ayant pas les mêmes probabilités d'apparition selon les types de DMH (Courbaud et al., 2022). Une meilleure complémentarité des DMH semble ainsi obtainable en favorisant une répartition plus équitable des essences, grâce à la diminution du degré d'intimité. Cette augmentation de la fourniture de DMH, grâce à un effet de complémentarité permis par le

mélange, a déjà été identifiée, par exemple dans les mélanges feuillus-résineux (Asbeck et al., 2019).

6.3 Les valeurs d'équitabilité sont-elles impactées par la compatibilité entre les essences ?

Plusieurs études ont été réalisées pour évaluer la compatibilité entre essences dans des mélanges. Parmi les travaux portant sur des mélanges binaires, se retrouve notamment Combaud, (2024) et Kerr et al. (2020). Ces deux études ont analysé la compatibilité en se basant sur la compétition pour la lumière.

L'étude de Kerr et al. (2020) définit la compatibilité selon une échelle de 1 à 4, où 1 correspond à un mélange très compatible. Dans cette étude, *C. atlantica* n'a pas été évaluée. Son évaluation a donc été réalisée dans la présente étude, par la définition de sa vitesse de croissance et de sa tolérance à l'ombrage, permettant d'utiliser les tables définies dans Kerr et al. (2020). Ces valeurs ont été évaluées sur la base des simulations et des données de la littérature. Cette essence est considérée comme héliophile et est donc jugée non tolérante à l'ombrage (ACRVF et al., 2021; Courbet et al., 2012; *Fiches Espèces | ClimEssences*, n.d.). Sa vitesse de croissance au jeune âge est proche de celle de *F. sylvatica* (ACRVF et al., 2021), elle-même qualifiée de croissance lente dans Kerr et al. (2020).

Les résultats de compatibilité mis en évidence dans les deux études précédentes sont comparés à un indice d'équitabilité. Une telle comparaison a été envisagée dans la présente étude dans l'objectif de trouver un moyen d'évaluer cette compatibilité. L'idée sous-jacente est que les mélanges jugés compatibles ne devraient pas nécessiter de gestion pour permettre leur maintien (Combaud, 2024). L'hypothèse posée est donc qu'un mélange peut être considéré comme compatible lorsque son équitabilité ne varie pas selon le degré d'intimité ou la sylviculture appliquée. Pour cela, un seuil arbitraire d'équitabilité de 0,81 est retenu, garantissant au moins 25 % de présence pour la seconde essence du mélange.

Tableau 9 : Pour chaque couple d'essences, deux sources de compatibilité (Combaud, 2024; Kerr et al., 2020) sont confrontées et comparées à la valeur du couple d'essences par rapport au seuil d'équitabilité de 0,81 (supérieure ou inférieure à celui-ci). Lorsque la valeur de compatibilité n'existe pas dans l'étude considérée, celle-ci est représentée par un NA. Les valeurs de compatibilité entre parenthèses utilisent la méthode développée dans Kerr et al. (2020). Mais la caractérisation de la vitesse de croissance et de la tolérance à l'ombrage a été définie ci-dessus, dans la présente étude.

Couple	Compatibilité		Position par rapport au seuil d'équitabilité
	Combaud,(2024)	Kerr et al. (2020)	
<i>Betula pendula</i> / <i>Pinus sylvestris</i>	Haute	2	Supérieur
<i>Fagus sylvatica</i> / <i>Quercus petraea</i>	Haute	2	Inférieur
<i>Larix decidua</i> / <i>Picea abies</i>	Haute	1	Supérieur
<i>Picea abies</i> / <i>Quercus patraeae</i>	Base	2	Inférieur
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Picea abies</i>	Base	2	Inférieur
<i>Betula pendula</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	NA	(3)	Supérieur
<i>Prunus avium</i> / <i>Fagus sylvatica</i>	NA	2	Supérieur
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	NA	(4)	Inférieur
<i>Tilia cordata</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	NA	(3)	Inférieur
<i>Acer pseudoplatanus</i> / <i>Prunus avium</i>	NA	2	Supérieur

- Mélange compatible selon l'équitabilité

En partant de l'hypothèse que l'équitabilité pourrait constituer un moyen d'évaluer la compatibilité du mélange, comme proposé ci-dessus. Il en ressort que cinq des dix mélanges peuvent être considérés comme compatibles selon l'équitabilité (Tableau 9).

Concernant les valeurs de compatibilité, une compatibilité élevée dans Combaud, (2024) signifie que le mélange ne nécessite pas, ou peu, d'intervention pour être maintenu. Pour Kerr et al. (2020), tous les mélanges présentant un score de compatibilité compris entre 1 et 2 peuvent être considérés comme compatibles. Un score de 1 signifie qu'aucune adaptation de la gestion n'est nécessaire pour obtenir le mélange, tandis qu'un score de 2 désigne des mélanges nécessitant une intimité plus faible, comme des bandes de trois lignes, afin de limiter la compétition (Kerr et al., 2020).

Selon l'étude de Combaud, (2024), tous les mélanges jugés compatibles présentent une valeur supérieure à 0,81, à l'exception du mélange *F. sylvatica*/*Q. petraea* (Tableau 9). Pour ce dernier, une équitabilité moyenne de 0,81 est atteinte pour une sylviculture par arbre objectif, tandis qu'elle est légèrement inférieure pour une sylviculture en plein. De plus, l'équitabilité est influencée par le degré d'intimité du mélange, ce qui confirme les résultats obtenus par Kerr et al. (2020), correspondant à un score de 2.

Le mélange *L. decidua*/*P. abies* obtient un score de 1, indiquant qu'il ne nécessite pas d'agencement particulier pour optimiser sa compatibilité (Kerr et al., 2020). Ce score est confirmé par un indice d'équitabilité indépendant du degré d'intimité.

Pour les quatre autres mélanges dépassant le seuil d'équitabilité (*B. pendula*/*P. sylvestris*, *B. pendula*/*C. atlantica*, *A. pseudoplatanus*/*P. avium* et *P. avium*/*F. sylvatica*), les résultats montrent que l'équitabilité des essences au sein des mélanges ne dépend pas de l'intimité et que ces mélanges peuvent par conséquent être associés de manière intime. Ceci contredit la nécessité de diminuer le degré d'intimité mentionnée dans Kerr et al. (2020), et diffère fortement pour le mélange *B. pendula*/*C. atlantica* en particulier. Ce mélange serait en effet peu compatible (score de 3) et nécessiterait un degré d'intimité faible selon Kerr et al. (2020), ce qui diffère des résultats des simulations.

- Mélange peu compatible selon l'équitabilité

D'après l'évaluation de l'équitabilité, cinq des dix mélanges seraient peu compatibles (Tableau 9). Parmi ceux-ci figure *F. sylvatica*/*Q. petraea*, cas particulier se situant à la limite du seuil, dont l'influence de l'intimité a été discutée ci-dessus.

Pour l'ensemble de ces mélanges peu compatibles, le score d'équitabilité est systématiquement inférieur à 0,81. Cette valeur révèle une répartition défavorable de l'une des deux essences dans le mélange, suggérant une domination de l'une d'elles.

Concernant les mélanges définis comme peu compatibles selon Combaud, (2024), à savoir *P. abies*/*Q. petraea* et *P. menziesii*/*P. abies*, l'équitabilité semble pointer vers des conclusions équivalentes. Dans Kerr et al. (2020), ces mélanges sont considérés compatibles moyennant une légère adaptation de l'intimité. L'impact de l'intimité sur l'équitabilité s'observe bien pour *P. menziesii*/*P. abies*, mais pas dans le cas de *P. abies*/*Q. petraea*, qui constitue une exception.

Une attention particulière est portée au couple *P. abies*/*Q. petraea*, où l'équitabilité est inférieure à 0,81 : par conséquent, *P. abies* représente plus de 75 % de la surface terrière. Le degré d'intimité du mélange et la sylviculture ne semble toutefois pas influencer cette

répartition entre les deux essences. La dominance de *P. abies* en surface terrière ne semble donc pas exercer d'impact plus marqué sur *Q. petraea* selon le degré d'intimité.

Pour les mélanges composés de *C. atlantica* avec *P. menziesii* ou *T. cordata*, l'évaluation de la compatibilité révèle qu'ils ne sont pas compatibles. Les valeurs observées pour ces deux associations se confirment dans leur équitabilité, ces dernières présentant des déséquilibres marqués. L'association avec *T. cordata* semble néanmoins fonctionner moyennant une intimité faible, résultat équivalent à celui de Kerr et al. (2020), qui préconise des bandes d'au moins cinq lignes de la même essence.

Les valeurs d'équitabilité montrent une bonne concordance avec les résultats de compatibilité proposés par l'étude de Combaud, (2024). En revanche, cette correspondance apparaît plus contrastée pour les résultats de l'étude de Kerr et al. (2020). La stabilité de l'équitabilité avec la variation de l'intimité ou de la sylviculture, et le seuil de 25 % (soit une équitabilité de 0,81), semble donc constituer un indicateur fiable pour évaluer la compatibilité du mélange.

6.4 Quelle gestion est la plus adaptée aux peuplements mélangés ?

La gestion optimale des peuplements mélangés repose sur la prise en compte de deux critères essentiels : d'une part, l'équitabilité du mélange, qui détermine sa pérennité, et d'autre part, les potentialités spécifiques recherchées pour chaque combinaison d'essences.

○ Equitabilité en mélange

Lorsque l'équitabilité dépasse 0,81, les deux sylviculture présentent un intérêt équivalent. Une sylviculture en plein s'avère alors suffisante d'un point de vue de l'équitabilité, sans qu'il soit nécessaire de recourir à une sylviculture par arbre objectif.

En revanche, lorsque l'équitabilité est inférieure à 0,81, le maintien d'une proportion souhaitée d'essences dans le peuplement rend la sylviculture par arbre objectif pertinente. Elle est particulièrement intéressante dans les mélanges composés de *C. atlantica* avec *P. menziesii* ou *T. cordata*. Pour *T. cordata*, elle permet d'atteindre le seuil d'équitabilité pour un, voire deux, des trois niveaux d'intimité.

○ La potentialité du mélange

L'association d'essences pour atteindre des objectifs spécifiques (tels que la production, l'adaptation au changement climatique ou la promotion de la biodiversité) peut être influencée de manière significative par la sylviculture adoptée.

Production :

Pour cet objectif, la gestion au niveau du peuplement ne présente un intérêt que lorsque le mélange atteint un certain seuil de productivité. En deçà de ce seuil, aucune différence notable n'est observée entre les deux méthodes, que ce soit sur le volume produit ou le profit annuel.

Le volume produit plus faible en sylviculture par arbre objectif peut s'expliquer de deux manières :

- Une intensité d'éclaircie plus importante dans le jeune âge

Pour 90 % des mélanges, la surface terrière à 50 ans est plus élevée dans la sylviculture en plein que dans une sylviculture par arbre objectif (Tableau 8). Cette différence s'explique par une

intensité d'éclaircie plus marquée dans la sylviculture par arbre objectif. Elle résulte notamment des détourages plus précoces et intenses durant les premières années de développement du peuplement, comme en témoigne l'évolution de la surface terrière présentée en Annexe 9.3.

Ces éclaircies intensives, pouvant entraîner des prélèvements supérieurs à 20 % de la surface terrière dans certaines conditions, réduisent la productivité en volume du peuplement (Engel et al., 2021; Primifcia et al., 2016; Thurm & Pretzsch, 2021)

- Une densité final d'arbre recherchée plus faible

La sylviculture par arbre objectif se caractérise par une concentration sur un nombre restreint d'individus, maintenus à faible densité. Cette approche permet d'éviter la déstabilisation du peuplement lors des éclaircies, de favoriser la croissance en diamètre des arbres sélectionnés et d'améliorer leur qualité (Baar et al., 2004, 2010; Bastien, 2005). Cette méthode priorise ainsi l'arbre individuel au détriment de la productivité globale du peuplement.

Le profit annuel plus faible généré par la gestion par arbre objectif dans les simulations s'explique par un nombre accru d'interventions sur le peuplement et l'absence de prise en compte de la qualité des tiges dans les modèles. De plus, ces interventions de détourage peuvent engendrer un profit négatif car le revenu de la vente des bois ne compense pas les frais d'intervention pour les premiers détourage. La possibilité que le profit soit négatif dépend du couple d'essence sur lequel il est effectué. Les mélanges présentant des périodes de désignation des deux essences différentes y sont plus sujets. Cependant, l'évaluation de la rentabilité n'est pas complète dans cette étude car les revenus ne sont considérés que sur une portion du cycle sylvicole.

Cependant, les études empiriques consacrées à la sylviculture par arbre objectif révèlent une rentabilité supérieure à une approche sur le peuplement. Cette différence s'explique selon deux mécanismes :

1. Un coût d'intervention réduit

Les opérations sylvicoles sont concentrées, voire exclusivement dédiées, aux arbres objectifs, ce qui permet de réduire les efforts nécessaires (Baar et al., 2004, 2010). Cette concentration des interventions influence directement le coût des opérations réalisées, un paramètre non pris en compte dans le modèle.

2. Une meilleure qualité des tiges

La sylviculture par arbre objectif permet de produire un nombre accru de tiges de très haute qualité (qualité A). Elle génère ainsi une proportion bien plus élevée de bois de qualité A que la sylviculture traditionnelle, où ce taux ne dépasse généralement pas 4 % du volume total (Baar et al., 2010).

Ces arbres de qualité supérieure offrent une plus-value significative : leur prix de vente peut augmenter de 75 % pour *F. sylvatica* et jusqu'à 500 % pour *A. pseudoplatanus*, selon l'essence considérée (Baar et al., 2004, 2010).

Biodiversité :

Selon le fonctionnement du modèle et les résultats obtenus, la gestion sylvicole influence le nombre de DMH via trois paramètres principaux : l'essence, le nombre de tiges présentes dans

le peuplement, et le diamètre moyen des arbres, ce dernier favorisant un nombre moyen de DMH par arbre plus élevé (Courbaud et al., 2017, 2022). L'essence et le diamètre à hauteur de poitrine sont considérés dans la littérature comme les deux facteurs les plus importants (Asbeck et al., 2021). L'impact de l'essence se confirme dans les simulations, en raison des fortes variations observées entre les couples d'essences.

À l'échelle du peuplement, une sylviculture en plein s'avère plus efficace qu'une sylviculture par arbre objectif pour maximiser le nombre de DMH. Cependant, cette observation nécessite d'être nuancée : les peuplements soumis à une sylviculture par arbre objectif présentent une densité de tiges inférieure à celle des peuplements gérés selon une sylviculture en plein.

Dans les résultats, la sylviculture par arbre objectif tend à présenter un nombre moyen de DMH par arbre supérieur. Cependant, cette valeur supérieure ne compense pas le nombre de tiges plus élevé de la sylviculture en plein. Ce nombre de DMH moyen plus élevé peut s'expliquer par un diamètre moyen des tiges supérieur en sylviculture par arbre objectif, facteur désigné comme jouant un rôle important (Asbeck et al., 2021; Courbaud et al., 2017, 2022).

Adaptation au changement climatique :

La modification du type de sylviculture engendre un impact sur le déficit de transpiration pour quatre des dix mélanges, ces quatre correspondant aux mélanges définis pour une potentialité de biodiversité. Ces différences peuvent s'expliquer par le fonctionnement différencié des essences, que ce soit vis-à-vis du LAI, de la régulation stomatique, de la surface d'aubier, de la densité de flux de sève, de la hauteur de l'arbre ou de l'architecture racinaire (Jonard et al., 2011). Les variables influençant le plus la transpiration dans les peuplements mélangés correspondent aux différences de LAI et de surface d'aubier entre les essences (Jonard et al., 2011).

Pour l'ensemble des simulations, la sylviculture en plein amène à un LAI supérieur à celui de la sylviculture par arbre objectif. Comme évoqué précédemment, un LAI supérieur peut entraîner une augmentation de la transpiration (Forrester et al., 2012; Moore et al., 2011; Wang et al., 2019). Cette corrélation est confirmée par l'évapotranspiration potentielle (ETP) des arbres, supérieure en sylviculture en plein pour les mélanges présentant des variations de déficit de transpiration. Il en résulte que, pour *F. sylvatica*/*Q. petraea*, le déficit de transpiration est supérieur en sylviculture en plein, mais qu'une fois exprimé sous forme relative par rapport à l'ETP, il devient supérieur en sylviculture par arbre objectif.

Ceci met en évidence que le LAI peut exercer un impact sur la transpiration, mais que son impact sur le déficit de transpiration implique d'autres variables. En effet, l'apparition d'un déficit de transpiration nécessite un déficit hydrique du sol, mis en évidence par une REW inférieure à 0,4 (Granier et al., 1995). Ce déficit hydrique peut entraîner la fermeture des stomates et conduire à un déficit de transpiration.

Pour déceler les différences de déficit de transpiration, d'autres mécanismes dépendant de l'essence sont à prendre en compte, comme la régulation stomatique et la surface d'aubier. Le mélange influence la régulation stomatique globale du peuplement, ainsi que la régulation stomatique spécifique de chacune des essences le composant (Dufrêne et al., 2005; Jonard et al., 2011). Il influence par conséquent l'évolution de la conductance stomatique moyenne avec la modification de la REW du sol, celle-ci diminuant avec la REW (Jonard et al., 2011). Un sol

présentant une REW plus faible est donc plus susceptible de connaître une fermeture des stomates et, par conséquent, un déficit de transpiration.

La REW annuelle moyenne du sol entre 2055 et 2075 est la plus faible pour les deux couples composés de *F. sylvatica*. Ces deux mêmes couples sont également ceux qui présentent le déficit de transpiration le plus important. La valeur de REW annuelle moyenne la plus faible, observée sur les 20 années, est de 0,46, proche de la limite de 0,4 représentant un déficit hydrique. Il est donc fort probable que sur une partie significative de l'année le REW soit inférieur à cette limite.

Étonnamment, la REW pour le mélange *F. sylvatica*/*Q. petraea* est en moyenne inférieure en sylviculture par arbre objectif par rapport à la sylviculture en plein, alors que la première présente un LAI inférieur, ce qui devrait entraîner une transpiration moindre et, par conséquent, un prélèvement d'eau moindre.

La sensibilité à la sécheresse de *F. sylvatica* peut s'expliquer par un ratio de surface d'aubier par unité de surface foliaire supérieur, amenant à une conductance stomatique de référence élevée. Cette conductance stomatique importante se combine à une régulation stomatique sensible aux variations hydriques du sol (Jonard et al., 2011). Ceci peut expliquer pourquoi les mélanges composés de *F. sylvatica* présentent les valeurs les plus importantes de déficit de transpiration.

Par conséquent, une sylviculture en plein amène à une transpiration supérieure, en partie expliquée par un LAI supérieur. Divers mécanismes interviennent par la suite, dont la surface d'aubier et la conductance stomatique, qui jouent un rôle majeur en influençant le comportement de fermeture des stomates et menant à un déficit de transpiration. Lorsqu'un déficit hydrique est présent, ce type de sylviculture amène ainsi à un déficit de transpiration supérieur à celui observé en sylviculture par arbre objectif. Cette tendance peut pour certain mélange (*F. sylvatica*/*Q. petraea*) s'inverser lorsque le déficit de transpiration est rapporté à l'évapotranspiration potentielle.

6.5 Perspectives d'études

Différents aspects pourraient être approfondis pour renforcer l'étude effectuée. Premièrement, une analyse plus précise des variables influençant le déficit de transpiration pourrait être menée pour les différents couples dans l'objectif de mieux comprendre les interactions qui s'y produisent. Deuxièmement, des suggestions d'amélioration du modèle sont formulées ci-dessous, afin de mieux observer l'impact bénéfique d'une sylviculture par arbre objectif.

D'un point de vue de l'évaluation de la production, différentes améliorations peuvent être envisagées afin de répondre aux limites observées :

- Coût des interventions fixe.

Dans les simulations, le coût unitaire des interventions est fixe et identique pour une même opération. Il pourrait dès lors être intéressant, comme cela est déjà effectué pour la désignation des arbres objectifs, d'appliquer un coût variable en fonction du nombre de tiges martelées et récoltées.

- L'absence de prise en compte de la qualité du bois.

Le modèle HETEROFOR, ainsi que le fichier des prix du bois utilisé dans les simulations, n'intègrent pas l'impact de la qualité des bois produits. Il pourrait donc être intéressant qu'une évaluation de la qualité de l'arbre puisse s'effectuer sur la base de critères tels que le rayonnement atteignant le tronc, les interventions d'élagage ou la hauteur du houppier.

Ces différents points permettraient de mieux évaluer l'impact de la gestion sur la productivité du peuplement, dont la qualité des tiges constitue une variable importante.

7. Conclusion

L'objectif de l'étude est d'identifier différents itinéraires sylvicoles permettant d'assurer le maintien du mélange et sa réussite en termes de potentialité. Cette démarche permet par la suite de mieux comprendre l'impact de la sylviculture et du niveau d'intimité de la plantation sur le fonctionnement du mélange que ce soit sur sa composition ou son fonctionnement.

À travers les résultats, l'hypothèse consistant à considérer l'évolution de l'équitabilité, en fonction du degré d'intimité et de la sylviculture, comme indicateur de compatibilité s'est avérée intéressante. Il a ainsi été montré que, pour les mélanges compatibles, une adaptation de l'intimité et de la sylviculture n'est pas nécessaire, ce qui a été mis en évidence par la stabilité de l'équitabilité.

Cette hypothèse a permis de mettre en évidence que le mélange *B. pendula/C. atlantica* pourrait être compatible. De ce fait, une étude plus approfondie de leur compatibilité serait intéressante pour vérifier ces résultats. Au vu du tempérament observé de *C. atlantica*, une approche de la compatibilité fondée sur la lumière semblerait la plus pertinente.

Concernant les mélanges peu compatibles, cette faible compatibilité se traduit par une difficulté de maintien des deux essences dans le mélange. Il a pu être confirmé que l'utilisation d'une sylviculture par arbre objectif et une réduction du degré d'intimité favoriseraient le maintien des essences dans le mélange. Cet impact positif a spécifiquement été montré pour le mélange *T. cordata/C. atlantica*, où la diminution de l'intimité et la sylviculture par arbre objectif permettent de maintenir ensemble une essence héliophile dominée par une essence au houppier dense.

Quant à l'impact de la sylviculture et du degré d'intimité sur la potentialité des mélanges, différentes informations peuvent être ressorties des résultats.

Que ce soit du point de vue de la littérature ou du fonctionnement du modèle, le DMH semble fortement influencé par le diamètre des tiges. Les résultats montrent que le nombre de tiges maintenues dans le peuplement joue un rôle important sur le nombre de DMH observé, favorisant ainsi une sylviculture en plein, qui maintient davantage de tiges à l'hectare.

Concernant l'effet sur le déficit de transpiration, de nombreux facteurs l'influencent, que ce soit l'évolution de la REW du sol, le LAI du peuplement et des essences le composant, ou différents traits spécifiques propres aux essences influençant leur comportement vis-à-vis du déficit hydrique. Il en ressort qu'une sylviculture en plein entraîne un LAI du peuplement supérieur. Quant à l'intimité, un impact a pu être observé pour le mélange *F. sylvatica/Q. petraea*, où la répartition du LAI entre les essences du mélange variait avec l'intimité, la proportion de *F. sylvatica* augmentant avec le degré d'intimité.

Un approfondissement de l'étude de l'impact de l'intimité et de la sylviculture sur le déficit de transpiration des mélanges serait intéressant, car de nombreux mécanismes différents semblent agir ensemble pour l'influencer. Les mécanismes clés pourraient ainsi différer en fonction du mélange considéré.

Finalement pour la productivité du mélange, les résultats ont permis de confirmer ce qui était attendu. La sylviculture en plein tend à produire davantage de volume, mais étonnamment cela ne s'observe que pour les mélanges les plus productifs. Ceci s'explique par le fait que la sylviculture par arbre objectif se focalise sur la production d'un certain nombre de tiges de

qualité supérieure. Cet avantage qualitatif a déjà été démontré dans différentes études, mais n'a pu être observé ici, la qualité des tiges n'étant pas prise en compte dans le modèle.

8. Références

- ACRVF, SPW ARNE, ELIE-UCL, GXABT, ULB, & FORÊT.NATURE. (2021). *Fichier écologique—Guide utilisateur*.
- Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). *INVENTAIRE FORESTIER WALLON*.
- André, F., de Wergifosse, L., de Coligny, F., Beudez, N., Ligot, G., Gauthray-Guyénet, V., Courbaud, B., & Jonard, M. (2021). Radiative transfer modeling in structurally complex stands: Towards a better understanding of parametrization. *Annals of Forest Science*, 78(4), 92. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01106-8>
- Aquilué, N., Messier, C., Martins, K. T., Dumais-Lalonde, V., & Mina, M. (2021). A simple-to-use management approach to boost adaptive capacity of forests to global uncertainty. *Forest Ecology and Management*, 481, 118692. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118692>
- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7(1), 59–68. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>
- Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., & Bauhus, J. (2019). Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432, 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.043>
- Askarieh, A., Ruano, I., & Bravo, F. (2023). Is it needed to integrate mixture degree in Stand Density Management Diagram (SDMD)? *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 16(5), 274. (world). <https://doi.org/10.3832/ifer4005-016>
- Baar, F. (2008). *Sylviculture d'arbres-objectif en hêtre et chêne: Retours du terrain*. (97).
- Baar, F., Auquier, P., Deguée, P., Sieux, J.-S., & Van Driessche, I. (2010). *Synthèse de la réflexions sur la sylvicultures d'arbres objectif en peuplement irrégulier ou équienne, mélanger ou non*. Forêt Wallonne asbl.
- Baar, F., Snoeck, B., Balleux, P., & Claessens, H. (2004). *La sylviculture d'arbre 'objectif' ou d'arbres de place—Cahier technique N°27. Forêt Wallonne*(68), 7.
- Bastien, Y. (2005, January). *Arbres-Objectifs—Elagage Artificiel*. ENGREF (Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts).
- Bauhus, J., Forrester, D. I., Pretzsch, H., Felton, A., Pyttel, P., & Benneter, A. (2017). Silvicultural Options for Mixed-Species Stands. In H. Pretzsch, D. I. Forrester, & J. Bauhus (Eds), *Mixed-Species Forests* (pp. 433–501). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_9
- Böckmann, T. (with Georg-August-Universität Göttingen. Forstliche Fakultät). (1990). *Wachstum und Ertrag der Winterlinde (Tilia cordata Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen*.
- Bois & Forêts de Normandie. (2019). *Les différentes techniques d'enrichissement pour renouveler un peuplement pauvre ou mûr*. (147), 11–12.
- Boncina, A., Kadunc, A., & Robic, D. (2007). Effects of selective thinning on growth and development of beech (*Fagus sylvatica* L.) forest stands in south-eastern Slovenia. [Http://Dx.Doi.Org/10.1051/Forest:2006087](http://Dx.Doi.Org/10.1051/Forest:2006087), 64. <https://doi.org/10.1051/forest:2006087>
- Bontemps, J.-D., Duplat, P., Hervé, J.-C., & Dhôte, J.-F. (2007). Croissance en hauteur dominante du hêtre dans le Nord de la France: Des courbes de référence qui intègrent les tendances à long-terme. *Rendez-Vous Techniques de l'ONF*, (Hors-Série 2), 39–47.
- Bosc, A. (2000). EMILION, a tree functional-structural model: Presentation and first application to the analysis of branch carbon balance.

- Branquart, E., & Liégeois, S. (2010). *Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier: Complément à la circulaire n° 2619 du 22 septembre 1997 relative aux aménagements dans les bois soumis au régime forestier*. Service Public de Wallonie (SPW).
- Brockhoff, E., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D., Gardiner, B., Olabarria, J., Lyver, P., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I., Van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Cavaignac, S. (2009). Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine, Etude de définition. *Inventaire Forestier National*.
- Claessens, H., de Jaegere, T., Taverniers, P., Tasseroul, M.-P., & Latte, N. (2019). *Intégrer le tilleul à petites feuilles dans la sylviculture: Une opportunité à saisir pour nos forêts futures*. (152), 28–43.
- Claessens, H., Pauwels, D., Thibaut, A., & Rondeux, J. (1999). Site index curves and autecology, of ash, sycamore and cherry in Wallonia (Southern Belgium). *Forestry*, 72, 171–182. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.3.171>
- CNPF. (n.d.). *Fiches itinéraires techniques par essence*. Retrieved 7 October 2025, from <https://www.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets/mise-en-oeuvre/fiches-itineraires-techniques-par-essence>
- Coates, K. D., Canham, C. D., Beaudet, M., Sachs, D. L., & Messier, C. (2003). Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forests. *Forest Ecology and Management*, 186(1), 297–310. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00301-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00301-3)
- Combaud, M. (2024). *Quels mélanges d'essences sont compatibles en futaie régulière? Effet de l'environnement sur la hauteur dominante et contraintes d'accès à la lumière*. UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES.
- Comité français de l'UICN. (2024a). *La migration assistée des arbres*.
- Comité français de l'UICN. (2024b). *Le recours aux espèces forestières exotiques dans le contexte du changement climatique*.
- Courbaud, B., Coligny, F. de, & Cordonnier, T. (2003). Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope. *Agricultural and Forest Meteorology*, 116(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00254-X](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00254-X)
- Courbaud, B., Larrieu, L., Kozak, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Sagheb-Talebi, K., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M., & Zudin, S. (2022). Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59(2), 492–503. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14068>
- Courbaud, B., Pupin, C., Letort, A., Cabanettes, A., & Larrieu, L. (2017). Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1347–1359. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12773>
- Courbet, F., Lagacherie, M., Marty, P., Ladier, J., Ripert, C., Riou-Nivert, P., Huard, F., Amandier, L., & Paillassa, É. (2012). *Le cèdre en France face au changement climatique: Bilan et recommandation* (RMT AFORCE, p. 30). Réseau Mixte Technologique (RMT) AFORCE.
- de Guerry, B., Tourangin, C., Gardiner, B., Barreiro, S., Jactel, H., & Christophe Orazio. (2023). *Mixed forest plantations: Feedbacks and good practices* (No. 4).

- De Jaegere, T., Hein, S., & Claessens, H. (2016). A Review of the Characteristics of Small-Leaved Lime (*Tilia cordata* Mill.) and Their Implications for Silviculture in a Changing Climate. *Forests*, 7(3), 56. <https://doi.org/10.3390/f7030056>
- de Wergifosse, L., André, F., Beudez, N., de Coligny, F., Goosse, H., Jonard, F., Ponette, Q., Titeux, H., Vincke, C., & Jonard, M. (2020). HETEROFOR 1.0: A spatially explicit model for exploring the response of structurally complex forests to uncertain future conditions – Part 2: Phenology and water cycle. *Geoscientific Model Development*, 13(3), 1459–1498. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1459-2020>
- de Wergifosse, L., André, F., Goosse, H., Boczon, A., Cecchini, S., Ciceu, A., Collalti, A., Cools, N., D’Andrea, E., De Vos, B., Hamdi, R., Ingerslev, M., Knudsen, M. A., Kowalska, A., Leca, S., Matteucci, G., Nord-Larsen, T., Sanders, T. G., Schmitz, A., ... Jonard, M. (2022). Simulating tree growth response to climate change in structurally diverse oak and beech forests. *Science of The Total Environment*, 806, 150422. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150422>
- del Río, M., Pretzsch, H., Alberdi, I., Bielak, K., Bravo, F., Brunner, A., Condés, S., Ducey, M. J., Fonseca, T., von Lüpke, N., Pach, M., Peric, S., Perot, T., Souidi, Z., Spathelf, P., Sterba, H., Tijardovic, M., Tomé, M., Vallet, P., & Bravo-Oviedo, A. (2016). Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: Review and perspectives. *European Journal of Forest Research*, 135(1), 23–49. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0927-6>
- Dosumu, B. A., Aldea, J., Holmström, E., & Nilsson, U. (2024). Thinning strategies impact the productivity, perpetuity and profitability of mixed stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39, 1–9. <https://doi.org/10.1080/02827581.2024.2390901>
- DRAAF & AURA. (2024, February 6). *Guide de gestion: Vers des forêts (encore) plus mélangées*. [Webinaire].
- Dubois, H., Verkasalo, E., & Claessens, H. (2020). Potential of Birch (*Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh.) for Forestry and Forest-Based Industry Sector within the Changing Climatic and Socio-Economic Context of Western Europe. *Forests*, 11(3), 336. <https://doi.org/10.3390/f11030336>
- Dufrêne, E., Davi, H., François, C., Maire, G. le, Dantec, V. L., & Granier, A. (2005). Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling*, 185(2), 407–436. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.004>
- Duursma, R. A., Falster, D. S., Valladares, F., Sterck, F. J., Percy, R. W., Lusk, C. H., Sendall, K. M., Nordenstahl, M., Houter, N. C., Atwell, B. J., Kelly, N., Kelly, J. W. G., Liberloo, M., Tissue, D. T., Medlyn, B. E., & Ellsworth, D. S. (2012). Light interception efficiency explained by two simple variables: A test using a diversity of small- to medium-sized woody plants. *New Phytologist*, 193(2), 397–408. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03943.x>
- Duursma, R. A., & Medlyn, B. E. (2012). MAESPA: A model to study interactions between water limitation, environmental drivers and vegetation function at tree and stand levels, with an example application to [CO₂] × drought interactions. *Geoscientific Model Development*, 5(4), 919–940. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-919-2012>
- El Azzouzi, K., & Keller, R. (1998). Propriétés technologiques du bois de cèdre de l’Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti). *Forêt méditerranéenne*, XIX(1), 23.
- Engel, M., Vospernik, S., Toïgo, M., Morin, X., Tomao, A., Trotta, C., Steckel, M., Barbati, A., Nothdurft, A., Pretzsch, H., del Rio, M., Skrzyszewski, J., Ponette, Q., Löf, M., Jansons, Ā., & Brazaitis, G. (2021). Simulating the effects of thinning and species mixing on stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl./*Quercus robur* L.) and pine (*Pinus*

- sylvestris L.) across Europe. *Ecological Modelling*, 442, 109406. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109406>
- EUROPEAN SA. (2025, December 21). *Cours indicatifs du marché des bois sur pied*. https://www.europeansa-online.com/bois_sur_pied2.php
- Fiches espèces | ClimEssences*. (n.d.). Retrieved 4 November 2025, from <https://climessences.fr/fiches-especes/fiches-especes>
- Fontes, L., Bontemps, J. D., Bugmann, H., Oijen, M. van, Gracia, C., Kramer, K., Lindner, M., Rötzer, T., & Skovsgaard, J. P. (2010). Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems*, 19, 8–29.
- Forrester, D. I., & Bauhus, J. (2016). A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports*, 2(1), 45–61. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>
- Forrester, D. I., Collopy, J. J., Beadle, C. L., Warren, C. R., & Baker, T. G. (2012). Effect of thinning, pruning and nitrogen fertiliser application on transpiration, photosynthesis and water-use efficiency in a young *Eucalyptus nitens* plantation. *Forest Ecology and Management*, 266, 286–300. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.019>
- Gamborg, C., & Larsen, J. B. (2003). ‘Back to nature’—A sustainable future for forestry? *Forest Ecology and Management*, 179(1), 559–571. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00553-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00553-4)
- Granier, A., Badeau, V., & Bréda, N. (1995). Modelisation du bilan hydrique des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, 67(S), 59–68. <https://doi.org/10.4267/2042/26719>
- Granier, A., Reichstein, M., Bréda, N., Janssens, I. A., Falge, E., Ciais, P., Grünwald, T., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Facini, O., Grassi, G., Heinesch, B., Ilvesniemi, H., Keronen, P., Knohl, A., Köstner, B., Lagergren, F., ... Wang, Q. (2007). Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143(1), 123–145. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.12.004>
- Guignabert, A., Jonard, M., Messier, C., André, F., De Coligny, F., Doyon, F., & Ponette, Q. (2024). Adaptive forest management improves stand-level resilience of temperate forests under multiple stressors. *Science of The Total Environment*, 948, 174168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174168>
- Haines-Young, R. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 and Guidance on the Application of the Revised Structure*.
- Hainry, D., & Colombet, M. (2009). Bilan des introductions et perspectives d'utilisations du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) en Bretagne. *CRPF de Bretagne*.
- Harchies, M., Tamigneaux, F., & et al. (2025). *Risques climatiques en Wallonie. Rapport final de l'étude de vulnérabilité et d'adaptation de la Wallonie*. Service Public de Wallonie (SPW) – Agence Wallonne de l’Air et du Climat (AWAC).
- Himpens, S., Laurent, C., & Marchal, D. (2017). *Le changement cliamtique et ses impact sur la forêt Wallone*. (145).
- Insee. (2022, April 25). *Convertisseur franc en euro*. <https://www.insee.fr/fr/information/2417794>
- Institut national de l'information géographique et forestière. (n.d.). *Fiches descriptives des grandes régions écologiques (GRECO) et des sylvoécorégions (SER)*. Retrieved 1 August 2025, from <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?article773>
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J. R., Koricheva, J., Meurisse, N., & Bockerhoff, E. G. (2017). Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223–243. <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1>

- Jactel, H., Gritti, E. S., Drössler, L., Forrester, D. I., Mason, W. L., Morin, X., Pretzsch, H., & Castagneyrol, B. (2018). Positive biodiversity–productivity relationships in forests: Climate matters. *Biology Letters*, 14(4), 20170747. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0747>
- Jactel, H., Moreira, X., & Castagneyrol, B. (2021). Tree Diversity and Forest Resistance to Insect Pests: Patterns, Mechanisms, and Prospects. *Annual Review of Entomology*, 66(Volume 66, 2021), 277–296. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-041720-075234>
- Jansen, J. J., Oosterbaan, A., Mohren, G. M. J., & Ouden, J. den. (2018). *Groei en productie van ruwe berk in Nederland*. <https://doi.org/10.18174/444102>
- Jonard, F., André, F., Ponette, Q., Vincke, C., & Jonard, M. (2011). Sap flux density and stomatal conductance of European beech and common oak trees in pure and mixed stands during the summer drought of 2003. *Journal of Hydrology*, 409(1), 371–381. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.032>
- Jonard, M., André, F., de Coligny, F., de Wergifosse, L., Beudez, N., Davi, H., Ligot, G., Ponette, Q., & Vincke, C. (2020). HETEROFOR 1.0: A spatially explicit model for exploring the response of structurally complex forests to uncertain future conditions – Part 1: Carbon fluxes and tree dimensional growth. *Geoscientific Model Development*, 13(3), 905–935. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-905-2020>
- Jonsson, M., Bengtsson, J., Gamfeldt, L., Moen, J., & Snäll, T. (2019). Levels of forest ecosystem services depend on specific mixtures of commercial tree species. *Nature Plants*, 5(2), 141–147. <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0346-z>
- Kerr, G., Haufe, J., Stokes, V., & Mason, B. (2020). *Establishing robust species mixtures*. 114(3).
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., & Mosandl, R. (2008). Admixing broadleaved to coniferous tree species: A review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, 127(2), 89–101. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2>
- Krokene, P. (2015). Chapter 5—Conifer Defense and Resistance to Bark Beetles. In F. E. Vega & R. W. Hofstetter (Eds), *Bark Beetles* (pp. 177–207). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417156-5.00005-8>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J., & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate*, 259(4), 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Lockow, K.-W. (2003). *Bergahorn (Acer pseudoplatanus L.) im nordostdeutschen Tiefland: Ertragstafel, Bestandesbehandlung, Durchmesserstruktur, Volumentafeln, Formzahlen, Ausbauchungsreihen, Formhöhen, graphische Entscheidungshilfen*. Landesforstanst. Eberswalde.
- Loreau, M., & de Mazancourt, C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16(s1), 106–115. <https://doi.org/10.1111/ele.12073>
- Loustau, D., Badeau, V., Dupouey, J.-L., & Desprez-Loustau, M.-L. (2004). Projet CARBOFOR: Séquestration de carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles. - Volet D. INRA. <http://www.gip-ecofor.org/gicc/?p=592>
- Luxmoore, R. J., Hargrove, W. W., Lynn Tharp, M., Mac Post, W., Berry, M. W., Minser, K. S., Cropper, W. P., Johnson, D. W., Zeide, B., Amateis, R. L., Burkhart, H. E., Baldwin, V. C., & Peterson, K. D. (2002). Addressing multi-use issues in sustainable forest management with signal-transfer modeling. *Forest Ecology and Management*, 165(1), 295–304. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00631-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00631-4)

- Manoël Dewaersegger, Grégory Timal, Olivier Baudry, Alexandre Vanbeneden, Quentin Ponette, & Mathieu Jonard. (2024). *Optimisation d'itinéraires sylvicoles pour la constitution de peuplements mélangés résilients à base de chênes sessile* (p. 179).
- Marini, L., Økland, B., Jönsson, A., Bentz, B., Carroll, A., Forster, B., Grégoire, J.-C., Hurling, R., Nageleisen, L.-M., Netherer, S., Ravn, H., Weed, A., & Schroeder, M. (2016). Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*, 40. <https://doi.org/10.1111/ecog.02769>
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., Bruelheide, H., Caldwell, B., Cavender-Bares, J., Dhiedt, E., Eisenhauer, N., Ganade, G., Gravel, D., Guillemot, J., Hall, J. S., Hector, A., Hérault, B., Jactel, H., Koricheva, J., ... Zemp, D. C. (2022). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters*, 15(1), e12829. <https://doi.org/10.1111/conl.12829>
- Mina, M., Messier, C., Duveneck, M. J., Fortin, M.-J., & Aquilué, N. (2022). Managing for the unexpected: Building resilient forest landscapes to cope with global change. *Global Change Biology*, 28(14), 4323–4341. <https://doi.org/10.1111/gcb.16197>
- Moore, G. W., Bond, B. J., & Jones, J. A. (2011). A comparison of annual transpiration and productivity in monoculture and mixed-species Douglas-fir and red alder stands. *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2263–2270. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.018>
- Nailis, B., Dandoy, J.-C., Colson, V., & Lacaille, B. (2024). *PanoraBois | Filière Bois Wallonie* (6th edn). Filière Bois Wallonie. <https://www.filiereboiswallonie.be/la-filiere/panorabois>
- Newton, P. F. (1997). Stand density management diagrams: Review of their development and utility in stand-level management planning. *Forest Ecology and Management*, 98(3), 251–265. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00086-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00086-8)
- Oliver, C., & Larson, B. (1996). *Forest Stand Dynamics*, Update Edition. *Yale School of the Environment Other Publications*. https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1
- ONF. (1996, October). *Bulletin technique n°31: Les sylvicultures*. <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+2660::bulletin-technique-no31-les-sylvicultures.html>
- Opendata.meteo.be*. (2026, June 5). <https://opendata.meteo.be/>
- Pach, M., Dalila, S., Ponette, Q., Barreiro, S., Mason, B., Bravo-Oviedo, A., Löf, M., Bravo, F., Pretzsch, H., Lesinski, J., Ammer, C., Dodan, M., Peric, S., Bielak, K., Brazaitis, G., Rio, M., Dezzotti, A., Drössler, L., Fabrika, M., & Corona, P. (2018). *Silviculture of Mixed Forests: A European Overview of Current Practices and Challenges* (pp. 185–253). https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9_6
- Pauwels, D., Lejeune, P., & Rondeux, J. (2002). Choisir un scénario sylvicole pour les mélèzes. *Forêt Wallonne*, 61.
- Pauwels, D., Thibaut, A., Lejeune, P., & Rondeux, J. (1999). Elaboration de courbes de croissance en hauteur dominante pour les mélèzes (*Larix decidua* Mill. Et *Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.) en Belgique méridionale. [Http://Dx.Doi.Org/10.1051/Forest:19990104](http://Dx.Doi.Org/10.1051/Forest:19990104), 56. <https://doi.org/10.1051/forest:19990104>
- Perin, J., De Thier, O., Claessens, H., Lejeune, P., & Hébert, J. (2014). Les courbes de productivité du douglas, de l'épicéa et des mélèzes revisitées. *Forêt Wallone*, (129). <https://foretnature.be/article-foret-nature/les-courbes-de-productivite-du-douglas-de-lepicea-et-des-melezes-revisitees/>
- Perin, J., Hebert, J., Lejeune, P., & Claessens, H. (2016). *Nouvelles normes sylvicoles pour les peuplements purs équiennes d'épicéa et de douglas*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/198122>

- Perin, J., & Thibaut, A. (2025, April 15). *État des lieux des évolutions récentes de la composition et de la structure des forêts wallonnes*.
- Pérot, T., Perret, S., Meredieu, C., & Ginisty, C. (2007). Prévoir la croissance et la production du Pin sylvestre: Le module Sylvestris sous Capsis 4. *Revue Forestière Française*. <https://doi.org/10.4267/2042/8483>
- Peterken, G. F., & Evans, J. (1985). Silviculture of Broadleaved Woodland. *The Journal of Applied Ecology*, 22(2), 610. <https://doi.org/10.2307/2403204>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pilard-Landeau, B., & Simon, E. (2009). *Guide des sylvicultures: La hêtraie Nord-Atlantique* (Office national des forêts-Direction territoriale Ile-de-France Nord Ouest). <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+284d::guide-des-sylvicultures-la-hetraie-nord-atlantique.html>
- Pretzsch, H., & Biber, P. (2016). Tree species mixing can increase maximum stand density. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(10), 1179–1193. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0413>
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., Van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., Toit, B. D., Farnden, C., & Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3), 466–479. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>
- Pretzsch, H., & del Río, M. (2020). Density regulation of mixed and mono-specific forest stands as a continuum: A new concept based on species-specific coefficients for density equivalence and density modification. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(1), 1–15. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz069>
- Pretzsch, H., & Forrester, D. I. (2017). Stand Dynamics of Mixed-Species Stands Compared with Monocultures. In H. Pretzsch, D. I. Forrester, & J. Bauhus (Eds), *Mixed-Species Forests: Ecology and Management* (pp. 117–209). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_4
- Pretzsch, H., Forrester, D. I., & Rötzer, T. (2015). Representation of species mixing in forest growth models. A review and perspective. *Ecological Modelling*, 313, 276–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.044>
- Pretzsch, H., Poschenrieder, W., Uhl, E., Brazaitis, G., Makrickiene, E., & Calama, R. (2021). Silvicultural prescriptions for mixed-species forest stands. A European review and perspective. *European Journal of Forest Research*, 140(5), 1267–1294. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01388-7>
- Pretzsch, H., & Zenner, E. K. (2017). Toward managing mixed-species stands: From parametrization to prescription. *Forest Ecosystems*, 4(4), 19. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0105-z>
- Primicia, I., Artázcoz, R., Imbert, J.-B., Puertas, F., Traver, M.-C., & Castillo, F.-J. (2016). Influence of thinning intensity and canopy type on Scots pine stand and growth dynamics in a mixed managed forest. *Forest Systems*, 25(2), e057–e057. <https://doi.org/10.5424/fs/2016252-07317>
- Pryor, S. N. (1988). *The Silviculture and yield of wild cherry* (London : Forestry commission).
- Pukkala, T., Lähde, E., & Laiho, O. (2014). Stand management optimization – the role of simplifications. *Forest Ecosystems*, 1(1), 3. <https://doi.org/10.1186/2197-5620-1-3>
- Pukkala, T., Miina, J., Kurttila, M., & Kolström, T. (1998). A spatial yield model for optimizing the thinning regime of mixed stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. *Scandinavian*

- Journal of Forest Research*, 13(1–4), 31–42.
<https://doi.org/10.1080/02827589809382959>
- Rammer, W., Thom, D., Baumann, M., Braziunas, K., Dollinger, C., Kerber, J., Mohr, J., & Seidl, R. (2024). The individual-based forest landscape and disturbance model iLand: Overview, progress, and outlook. *Ecological Modelling*, 495, 110785. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110785>
- Rötzer, T., Leuchner, M., & Nunn, A. (2010). Simulating stand climate, phenology, and photosynthesis of a forest stand with a process-based growth model. *International Journal of Biometeorology*, 54, 449–464. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0298-0>
- Saraiva, P. (2023). On Shannon entropy and its applications. *Kuwait Journal of Science*, 50(3), 194–199. <https://doi.org/10.1016/j.kjs.2023.05.004>
- Sardin, T. (2008). *Guide des sylvicultures des chênaies continentales* (Office national des forêts). <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+1f64::guide-des-sylvicultures-des-chenaies-continentales.html>
- Sardin, T., Dreyfus, P., & Ladier, J. (2022). *Mémento sylvicole de conduite des peuplements: Sylviculture du Cèdre de l'Atlas* (Office national des forêts). <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+2661::memento-sylvicole-de-conduite-des-peuplements-sylviculture-du-cedre-de-latlas.html>
- Semaškienė, L. (2006). *Small-leaved lime (Tilia cordata Mill.) in Lithuania: Phenotypical diversity and productivity of modal stands*.
- Sha, Z., Bai, Y., Li, R., Lan, H., Zhang, X., Li, J., Liu, X., Chang, S., & Xie, Y. (2022). The global carbon sink potential of terrestrial vegetation can be increased substantially by optimal land management. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 8. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00333-1>
- Stojecová, R., & Kupka, I. (2009). Growth of wild cherry (*Prunus avium* L.) in a mixture with other species in a demonstration forest. *Journal of Forest Science*, 55, 264–269. <https://doi.org/10.17221/71/2008-JFS>
- Thurm, E. A., & Pretzsch, H. (2021). Growth–density relationship in mixed stands – Results from long-term experimental plots. *Forest Ecology and Management*, 483, 118909. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118909>
- Ulbricht, M., Uhl, E., Biber, P., Hilmers, T., & Pretzsch, H. (2026). Heavy thinning from above affects growth and coarse root-stem allometry of mature Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) in monospecific and mixed-species stands. *Trees*, 40(1), 6. <https://doi.org/10.1007/s00468-025-02704-z>
- Ulrich, E. (2017). *Tassement, orniérage, machinisme forestier et organisation des exploitations en forêts feuillues de plaine et collines*. *RDV technique*, 27.
- Van de Peer, Thomas. (2018). *Effects of tree species diversity on early-stage forest dynamics* (Vol. 1486) [PhD Thesis]. Ghent University.
- Wampach, F., Lisein, J., Cordier, S., Ridremont, F., & Claessens, H. (2017). *Cartographie de la disponibilité en eau et en éléments nutritifs des stations forestières de Wallonie*.
- Wang, S., Hoch, G., Grun, G., & Kahmen, A. (2024). Water loss after stomatal closure: Quantifying leaf minimum conductance and minimal water use in nine temperate European tree species during a severe drought. *Tree Physiology*, 44(4), tpae027. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpae027>
- Wang, Y., Cao, G., Wang, Y., Webb, A. A., Yu, P., & Wang, X. (2019). Response of the daily transpiration of a larch plantation to variation in potential evaporation, leaf area index and soil moisture. *Scientific Reports*, 9, 4697. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41186-1>
- Zeoli, L., De Mil, T., Forler, A., Pau, M., Latte, N., Claessens, H., & Ligot, G. (2025). Modeling productivity of silver birch (*Betula pendula* Roth.) combining phytocentric and

geocentric approaches in Northwestern Europe. *Forest Ecology and Management*, 578, 122473. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122473>

9. Annexe

9.1 Itinéraire d'éclaircie hypothétique

Préalablement à l'établissement des itinéraires sylvicoles définitifs dans HETEROFOR. Des itinéraires d'éclaircies hypothétiques ont été conçus sur la base des courbes de croissance en hauteur des différentes essences, définies dans le tableau 4 (Bontemps et al., 2007; Claessens et al., 1999; Hainry & Colombet, 2009; ONF, 1996; Pauwels et al., 1999; Perin et al., 2014; Pérot et al., 2007; Semaškienė, 2006; Zeoli et al., 2025). Le tableau A présente les âges des premiers passages en éclaircie. Les années en bleu représentent des prélèvements réalisés uniquement au profit des arbres objectifs, tandis que celles en jaune correspondent à un prélèvement sur les arbres objectifs complété par un prélèvement en plein. L'âge de désignation correspond à l'âge auquel l'essence atteint une hauteur dominante comprise entre 11 et 12 m correspondant à une hauteur moyenne d'environ 9 m.

Tableau A : Itinéraire hypothétique basé sur les courbes de croissance en hauteurs dominantes, de manière à matérialiser les éclaircies sur les arbres objectifs présents en bleu et les éclaircies portant sur les arbres objectifs et le peuplement entier sont en jaune. Les éclaircies commencent lorsque la hauteur moyenne de l'essence atteint 9m.

Couples	Essences	Année depuis la plantation [ans]																							
<i>Betula pendula</i> / <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Pinus sylvestris</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Fagus sylvatica</i> / <i>Quercus petraea</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Quercus petraea</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Larix decidua</i> / <i>Picea abies</i>	<i>Larix decidua</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Picea abies</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Picea abies</i> / <i>Quercus patraea</i>	<i>Picea abies</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Quercus patraea</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Picea abies</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Picea abies</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Betula pendula</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Betula pendula</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Cedrus atlantica</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Prunus avium</i> / <i>Fagus sylvatica</i>	<i>Prunus avium</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Fagus sylvatica</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Pseudotsuga menziesii</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Cedrus atlantica</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Tilia cordata</i> / <i>Cedrus atlantica</i>	<i>Tilia cordata</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Cedrus atlantica</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
<i>Acer pseudoplatanus</i> / <i>Prunus avium</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							
	<i>Prunus avium</i>	...	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	...							

9.2 Prescription de densité d'arbre objectifs

Cette section présente les différentes données issues des différentes sources d'information utilisées pour justifier la densité d'arbres objectifs finale. L'objectif est de comparer ces sources afin d'établir le nombre le plus optimal d'arbres objectifs, trois sources sont considérées (Baar, 2008; Bastien, 2005; Pretzsch et al., 2015). Ce tableau représente donc les sources préliminaires d'information qui ont permis de définir les seuils de densité détaillés à la section 4.2.3.

Tableau B : Tableau regroupant trois prescriptions différentes concernant les densités d'arbres objectifs à désigner. Les densités obtenues via Pretzsch, et al. 2015 proviennent du calcul effectué au point 4.2.3.

Essences	Densité [tiges/ha] (Bastien, 2005)	Densité [tiges/ha] (Baar, 2008)	Densité [tiges/ha] (Pretzsch et al. 2015)
<i>Acer pseudoplatanus</i>		80	90
<i>Betula pendula</i>		80	74
<i>Cedrus atlantica</i>			
<i>Fagus sylvatica</i>	60-80	80	48
<i>Larix decidua</i>		100	214
<i>Picea abies</i>	150-200	200	202
<i>Pinus sylvestris</i>	100-120		158
<i>Prunus avium</i>		80	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	120-150	180	60
<i>Quercus petraea</i>	60-80	70	58
<i>Tilia cordata</i>			52

9.3 Itinéraire sylvicole

Dans la partie ci-dessous sont détaillés les itinéraires sylvicoles établis tout au long de la section 4.2, ainsi que leur adaptation et leur mise en place dans HETEROFOR. Dans certaines situations, l'implémentation s'est effectuée par essais-erreurs, afin que le détournement n'entraîne une compétition de l'arbre objectif que vers la fin de la rotation, comme détaillé précédemment. C'est pourquoi, pour deux mélanges, deux tableaux d'itinéraires sylvicoles par arbre objectif sont présentés ci-dessous.

Les différents itinéraires sylvicoles sont présentés de la sorte : premièrement, l'itinéraire par arbre objectif. Ensuite, l'itinéraire sur le peuplement, ainsi que la source de l'itinéraire initial de l'essence en peuplement pur et l'indice de fertilité associé. Enfin, la mise en place de ces itinéraires sylvicoles sur l'évolution de la surface terrière est présentée dans une figure associée.

Concernant les guides sylvicoles utilisés, ils correspondent à une adaptation de différents itinéraires sylvicoles des essences présentes dans le mélange, avec des modifications de la densité et du type de coupe effectuées, détaillées en section 4.2.4. Les différentes sources d'itinéraires sylvicoles et la classe de fertilité associée sont détaillées ci-dessous :

A. pseudoplatanus (Fertilité IV,5)(Lockow, 2003), *P. avium* (Goog site quality)(Pryor, 1988), *B. pendula* (h50 = 20.4m)(Jansen et al., 2018), *F. sylvatica* (Classe 3)(Pilard-Landau & Simon, 2009), *Q. petraea* (Classe 2)(Sardin, 2008), *T. cordata* (H100 = 32m)(Böckmann, 1990), *P. menziesii* (Classe 1)(Perin et al., 2016), *P. abies* (Classe 1)(Perin et al., 2016), *C. atlantica* (Fertilité 1)(Sardin et al., 2022), *L. decidua* (Scénario 20)(Pauwels et al., 2002).

- *A. pseudoplatanus* et *P. avium*

Tableau C : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détournage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détournage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Acer pseudoplatanus</i> [m]	Hd <i>Prunus avium</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Prunus avium</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0		Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2043	17	10.5	10.5	3	Désignation et 1er détournage	8m 15m 40 11 150	50	2	Désignation et 1er détournage	8m 15m 40 11 150	50	2	/
2046	20			3	2e détournage	/	33	2	2e détournage	/	33	2	5
2049	23			3	3e	/	33	2	3e	/	33	2	/
2052	26			6	4e	/	25	2	4e	/	25	2	10
2058	32			6	5e	/	Compétiteur	2	5e	/	Compétiteur	2	15
2064	38		18.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	6e	/	Compétiteur	2	15
2070	44	18.0	20.0	6	Récolte	10% G	/	/		Guide sylvicole	/	/	10
2076	50			6	Récolte	15% G	/	/	/	Guide sylvicole	15% G	/	/
2082	56			6	Récolte	15% G	/	/	/	Guide sylvicole	15% G	/	/
2088	62			6	Récolte	15% G	/	/	/	Guide sylvicole	15% G	/	/
2094	68			6	Récolte	15% G	/	/	/	Guide sylvicole	15% G	/	/

Tableau D : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Acer pseudoplatanus</i> [m]	Hd <i>Prunus avium</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Détail	<i>Prunus avium</i>	Détail
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	Plantation	/
2044	18	10.7	10.7	6	1er éclaircie	/	/	/
2050	24			6	2e éclaircie	/	1er éclaircie	/
2056	30			6	3e	/	2e éclaircie	/
2062	36			6	4e	/	3e	/
2068	42			6	5e	/	4e	/
2074	48			6	6e	/	5e	/
2080	54			6	7e éclaircie et récolte	Récoltes 10%G avec min 150cm	6e	/
2086	60			6	8e éclaircie et récolte	Récoltes 20%G avec min 150cm	7e	/
2092	66			6	Récolte	Récoltes 20%G avec min 150cm	8e	/
2098	72	20.0	21.5	6	Récolte	Récoltes 20%G avec min 150cm	9e	/

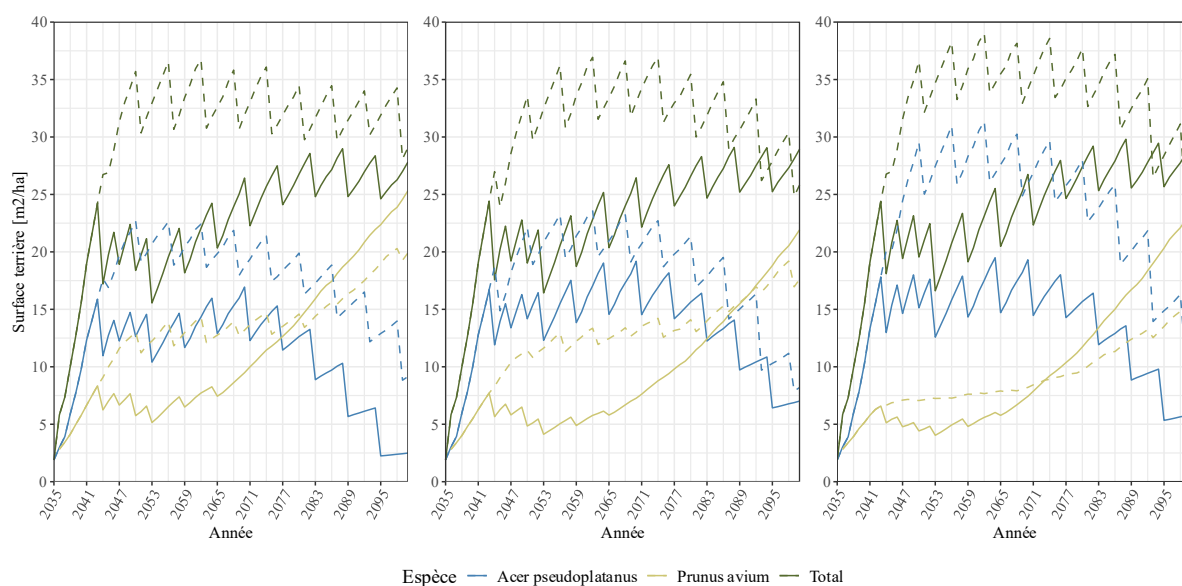


Figure A : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *B. pendula* et *C. atlantica*

Tableau E : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détournement, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détournement. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Betula pendula</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Betula pendula</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2042	16	10.5	0.0	3	Désignation et 1er détournement	9m 15m 40 12 130	50	2	/	/	/	/	/
2045	19	11.2	0.0	3	2e détournement	/	33	2	/	/	/	/	10
2048	22	12.0	7.5	3	3e	/	33	2	/	/	/	/	/
2051	25	13.0	8.7	3	4e	/	25	2	/	/	/	/	10
2054	28	14.0	10.4	3	/	/	/	/	Désignation et 1er détournement	6m 15m 65 8 188	50	2	/
2057	31	14.6	12.5	3	5e	/	Compétiteur	2	2e détournement	/	33	2	5
2060	34	15.5	14.0	3	/	/	/	/	3e	/	25	2	/
2063	37	16.5	16.0	6	6e	/	Compétiteur	2	4e	/	Compétiteur	2	15
2069	43	18.0	20.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2075	49	19.0	23.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2081	55	20.0	26.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2087	61	20.0		6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2093	67	20.0		6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2099	73	20.0		6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau F : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Betula pendula</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Betula pendula</i>	Détail	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	Plantation	/
2050	24	12.9	7.5	6	1 ^{er} éclaircie	/	/	/
2056	30			6	2 ^e éclaircie	/	/	/
2062	36			6	3 ^e	/	/	/
2068	42			6	4 ^e	/	1 ^{er} éclaircie	/
2074	48			6	5 ^e	/	2 ^e éclaircie	/
2080	54			6	6 ^e	/	3 ^e	/
2086	60			6	7 ^e	/	4 ^e	/
2092	66			6	8 ^e	/	5 ^e	/
2098	72			6	9 ^e	/	6 ^e	/

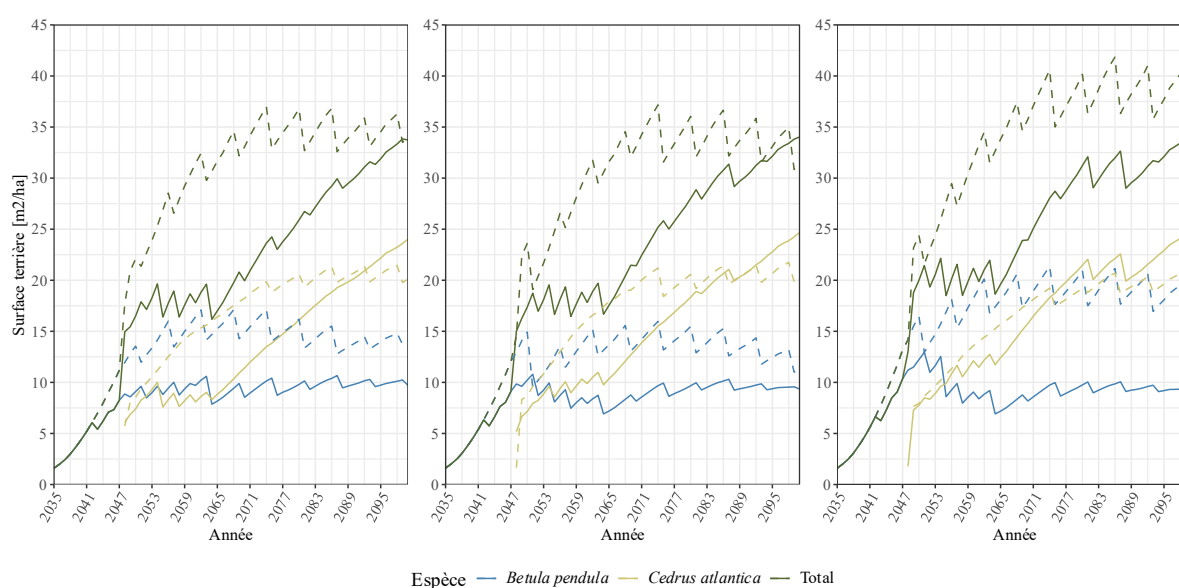


Figure B : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *B. pendula* et *P. sylvestris*

Tableau G : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détournage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à

fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Betula pendula</i> [m]	Hd <i>Pinus sylvestris</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Betula pendula</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Pinus sylvestris</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0		Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2042	16	10.5	9.5	3	Désignation et 1er détourage	9m 12m 15m 40	50	2	Désignation et 1er détourage	7m 9m 15m 60	50	2	/
2045	19	11.5	11.5	3	2e détourage	/	33	2	2e détourage	/	33	2	5
2048	22	12.2	12.8	3	3e	/	33	2	3e	/	33	2	/
2051	25	13.0	14.4	6	4e	/	25	2	4e	/	25	2	10
2057	31			6	5e	/	Compétiteur	2	5e	/	Compétiteur	2	15
2063	37			6	6e	/	Compétiteur	2	6e	/	Compétiteur	2	15
2069	43	18.0	22	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2075	49			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2081	55			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2087	61			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2093	67			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2099	73			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau H : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Betula pendula</i> [m]	Hd <i>Pinus sylvestris</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Betula pendula</i>	Détail	<i>Pinus sylvestris</i>	Détail
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	Plantation	/
2045	19	11.2	11.1	6	1er éclaircie	/	1er éclaircie	/
2051	25	12.9	14.1	6	2e éclaircie	/	2e éclaircie	/
2057	31			6	3e	/	3e	/
2063	37			6	4e	/	4e	/
2069	43			6	5e	/	5e	/
2075	49			6	6e	/	6e	/
2081	55			6	7e	/	7e	/
2087	61			6	8e	/	8e	/
2093	67			6	9e	/	9e	/

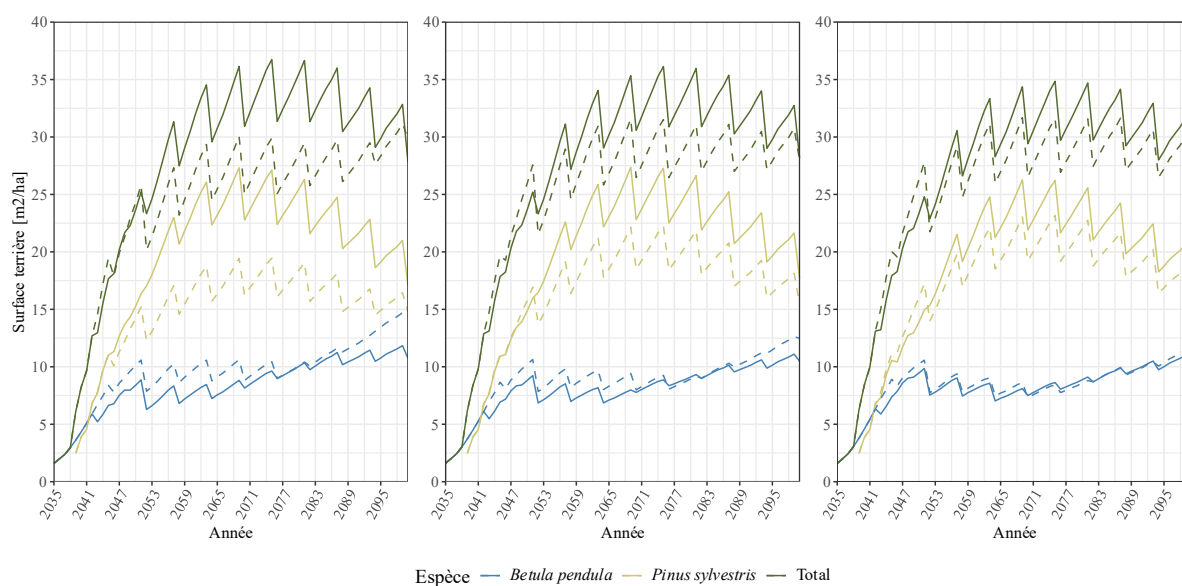


Figure C : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *F. sylvatica* et *Q. petraea*

Tableau I : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif, pour un niveau d'intimité fort. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Fagus sylvatica</i> [m]	Hd <i>Quercus petraea</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Fagus sylvatica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Quercus petraea</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.00	0.0		Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2051	25	10.15	9.2	3	Désignation et 1er détourage	9m ₁₃ 15m ₃₀	50	2	Désignation et 1er détourage	9m ₁₄ 15m ₃₀	50	2.5	/
2054	28	11.30	10.0	3	2e détourage	/	33	2	2e détourage	/	33	2.5	5
2057	31	12.30	10.5	3	3e	/	25	2	3e	/	33	2.5	/
2060	34			6	4e	/	Compétiteur	2	4e	/	25	2.5	10
2066	40			6	5e	/	Compétiteur	2	5e	/	Compétiteur	2	15
2072	46	15.50	12.8	6	6e	/	Compétiteur	2	6e	/	Compétiteur	2	15
2078	52	19.00		6	Guide sylvicole	/	/	/	7e	/	Compétiteur	2	15
2084	58		15.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	8e	/	Compétiteur	2	15
2090	64		17.5	12	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau J : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif, pour un niveau d'intimité moyen et faible. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées

sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Fagus sylvatica</i> [m]	Hd <i>Quercus petraea</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Fagus sylvatica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Quercus petraea</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.00	0.0		Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2051	25	10.15	9.2	3	Désignation et 1er détourage	9m ₁₃ 15m ₃₀ 30m ₁₈₈	50	2	Désignation et 1er détourage	9m ₁₄ 15m ₂₅ 30m ₂₅₁	50	3.5	/
2054	28	11.30	10.0	3	2e détourage	/	33	2	2e détourage	/	33	3.5	5
2057	31	12.30	10.5	3	3e	/	25	2	3e	/	33	3	/
2060	34			6	4e	/	Compétiteur	2	4e	/	25	3	10
2066	40			6	5e	/	Compétiteur	2	5e	/	Compétiteur	3	15
2072	46	15.50	12.8	6	6e	/	Compétiteur	2	6e	/	Compétiteur	2.5	15
2078	52	19.00		6	Guide sylvicole	/	/	/	7e	/	Compétiteur	2.5	15
2084	58		15.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	8e	/	Compétiteur	2.5	15
2090	64		17.5	12	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau K : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Fagus sylvatica</i> [m]	Hd <i>Quercus petraea</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Fagus sylvatica</i>	Détail	<i>Quercus petraea</i>	Détail
2026	0	0.0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2055	29	11.3	10	6	1er éclaircie	/	/	/
2061	35			6	2e éclaircie	/	/	/
2067	41			6	3e	/	/	/
2073	47			12	4e	/	/	/
2085	59			12	5e	/	1er éclaircie	/
2097	71			12	6e	/	2e éclaircie	/

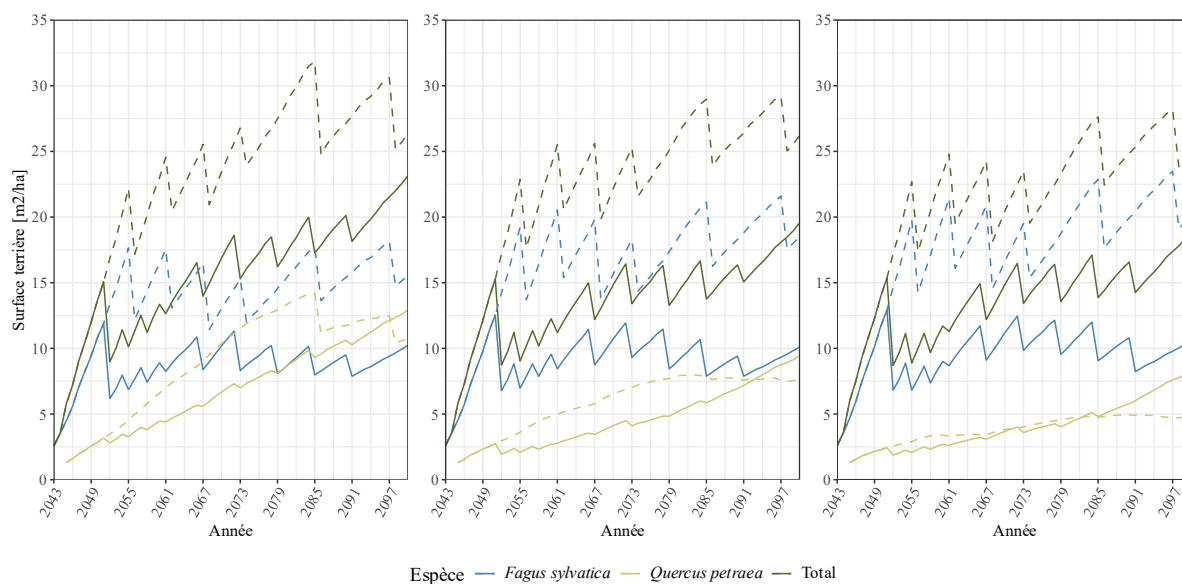


Figure D : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *L. decidua* et *P. abies*

Tableau L : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Larix decidua</i> [m]	Hd <i>Picea abies</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Larix decidua</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Picea abies</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2041	15	10.5	8.0	3	Désignation et 1er détourage	9m 15m 50 10.7 150	50	2	/	/	/	/	/
2044	18	11.5	9.6	3	2e détourage	/	33	2	/	/	/	/	10
2047	21	12.5	12.3	3	3e	/	33	2	Désignation et 1er détourage	8m 15m 80 8 188	50	2	/
2050	24	13.5	14.5	3	4e	/	25	2	2e	/	33	2	10
2053	27	16.0	18.5	6	5e	/	Compétiteur	2	3e	/	33	2	10
2059	33	18.5	21.3	6	6e	/	Compétiteur	2	Guide sylvicole	/	/	/	15
2065	39	20.5	24.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2071	45			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2077	51			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2083	57			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2089	63			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2095	69			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole et récolte	Récolte 15% de G min 173cm	/	/	20

Tableau M : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Larix decidua</i> [m]	Hd <i>Picea abies</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Larix decidua</i>	Détail	<i>Picea abies</i>	Détail
2026	0	0.0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2041	15	10.5	8	6	1 ^{er} éclaircie	/	/	/
2047	21			6	2 ^e éclaircie	/	1 ^{er} éclaircie	/
2053	27			6	3 ^e	/	2 ^e éclaircie	/
2059	33			6	4 ^e	/	3 ^e	/
2065	39			6	5 ^e	/	4 ^e	/
2071	45			6	6 ^e	/	5 ^e	/
2077	51			6	7 ^e	/	6 ^e	/
2083	57			6	8 ^e	/	7 ^e	/
2089	63			6	9 ^e	/	8 ^e	/
2095	69			6	10 ^e	/	9 ^e éclaircie et récolte	Récolte 10% de G min 173cm

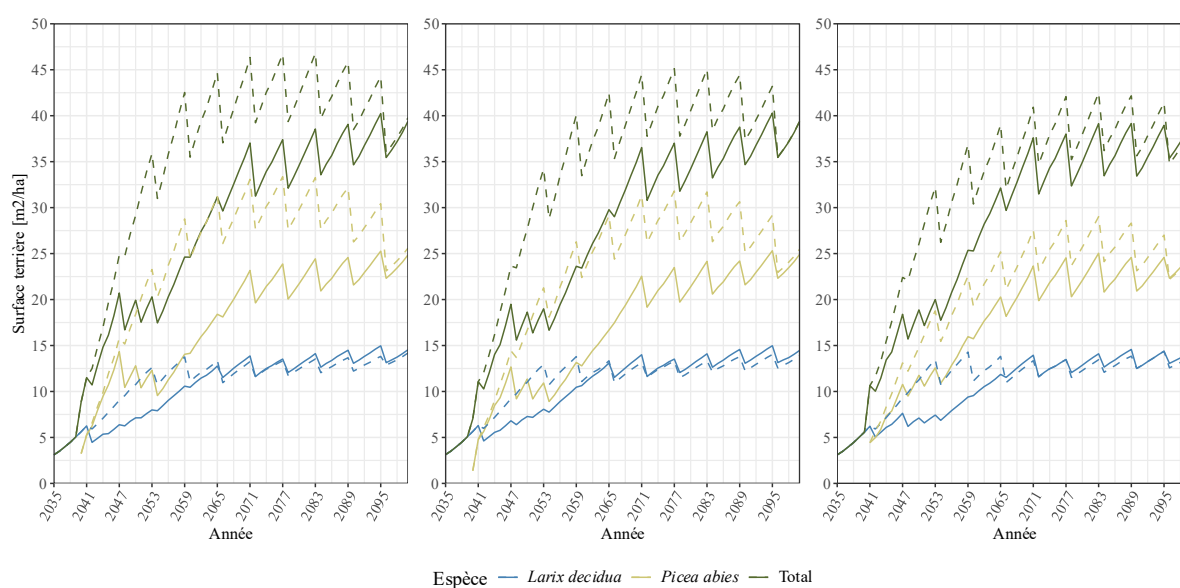


Figure E : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

- *P. avium* et *F. sylvatica*

Tableau N : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détournement, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détournement. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Prunus avium</i> [m]	Hd <i>Fagus sylvatica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Prunus avium</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Fagus sylvatica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0		Plantation	/			Plantation	/	/	/	/
2043	17	10.5		3	Désignation et 1er détournement	9m 15m 40 12 150	50	2	/	/	/	/	/
2046	20			3	2e détournement	/	33	2	/	/	/	/	10
2049	23	15.0	10.3	3	3e	/	33	2	Désignation et 1er détournement	8m 15m 30 12 188	50	2	/
2052	26			3	4e	/	25	2	2e détournement	/	33	2	10
2055	29			3	/	/	/	/	3e	/	25	2	/
2058	32	19.0		6	5e	/	Compétiteur	2	4e	/	Compétiteur	2	15
2064	38	20.5	16.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	5e	/	Compétiteur	2	15
2070	44	21.2	18.0	6	/	/	/	/	6e	/	Compétiteur	2	15
2076	50		19.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2082	56			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2088	62			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2094	68			6	Guide sylvicole	20% de G en coupe avec min 150cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2100	74			6	Guide sylvicole	20% de G en coupe avec min 150cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau O : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Prunus avium</i> [m]	Hd <i>Fagus sylvatica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Prunus avium</i>	Détail	<i>Fagus sylvatica</i>	Détail
2026	0	0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2046	20	12		6	1er éclaircie	/	/	/
2052	26		12	6	2e éclaircie	/	1er éclaircie	/
2058	32			6	3e	/	2e éclaircie	/
2064	38			6	4e	/	3e	/
2070	44			6	5e	/	4e	/
2076	50			6	6e	/	5e	/
2082	56			6	7e	/	6e	/
2088	62			6	8e	/	7e	/
2094	68			6	9e	/	8e	/
2100	74			6	10e	/	9e	/

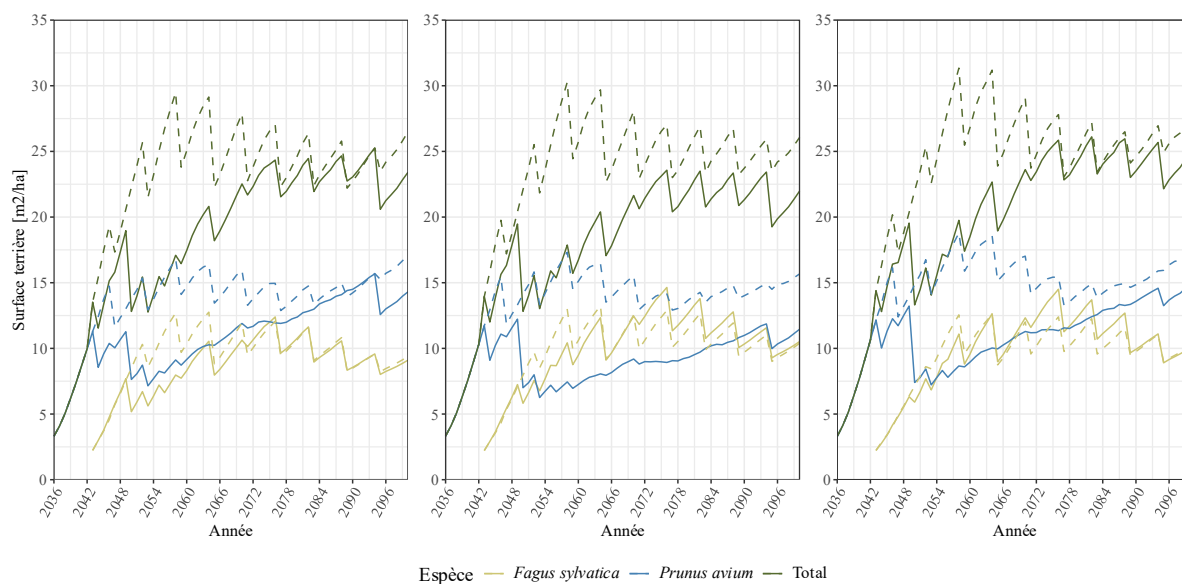


Figure F : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *P. abies* et *Q. petraea*

Tableau P : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif, pour un niveau d'intimité fort. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détournage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détournage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Picea abies</i> [m]	Hd <i>Quercus petraea</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Picea abies</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Quercus petraea</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	/	/	/	/	/	/	/
2045	19	11.0	7.5	3	Désignation et 1er détournage	9m 15m 80 8,5 166	50	2	/	/	/	/	/
2048	22	13.0	8.6	3	2e détournage	/	33	2	/	/	/	/	10
2051	25	15.5	9.6	3	3e	/	33	2	Désignation et 1er détournage	7m 15m 30 9 251	50	2	/
2054	28	14.5		3	4e	/	25	2	2e détournage	/	33	2	10
2057	31	18.5		3	/	/	/	/	3e	/	33	2	/
2060	34	21.3		6	Guide sylvicole	/	/	/	4e	/	25	2	15
2066	40	24.0		6	Guide sylvicole	/	/	/	5e	/	Compétiteur	2	20
2072	46			6	Guide sylvicole	/	/	/	6e	/	Compétiteur	2	20
2078	52			6	Guide sylvicole	/	/	/	7e	/	Compétiteur	2	20
2084	58			6	Guide sylvicole	/	/	/	8e	/	Compétiteur	2	20
2090	64		20.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2096	70			6	Guide sylvicole	Récolte 15% de G min 173cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau Q : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif, pour un niveau d'intimité faible et moyen. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd Picea abies [m]	Hd Quercus petraea [m]	Rotation [ans]	Picea abies	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Quercus petraea	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	/	/	/	/	/	/	/
2045	19	11.0	7.5	3	Désignation et 1er détourage	9m 15m 80 8,5 166	50	2	/	/	/	/	/
2048	22	13.0	8.6	3	2e détourage	/	33	2	/	/	/	/	10
2051	25	15.5	9.6	3	3e	/	33	2	Désignation et 1er détourage	7m 15m 30 9 251	50	2.5	/
2054	28	14.5		3	4e	/	25	2	2e détourage	/	33	2.5	10
2057	31	18.5		3	/	/	/	/	3e	/	33	2	/
2060	34	21.3		6	Guide sylvicole	/	/	/	4e	/	25	2	15
2066	40	24.0		6	Guide sylvicole	/	/	/	5e	/	Compétiteur	2	20
2072	46			6	Guide sylvicole	/	/	/	6e	/	Compétiteur	2	20
2078	52			6	Guide sylvicole	/	/	/	7e	/	Compétiteur	2	20
2084	58			6	Guide sylvicole	/	/	/	8e	/	Compétiteur	2	20
2090	64		20.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2096	70			6	Guide sylvicole	Récolte 15% de G min 173cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau R : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd Picea abies [m]	Hd Quercus petraea [m]	Rotation [ans]	Picea abies	Détail	Quercus petraea	Détail
2026	0	0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2049	23	13	9	6	1er éclaircie	/	/	/
2055	29			6	2e éclaircie	/	/	/
2061	35			6	3e	/	/	/
2067	41		13	6	4e	/	/	/
2073	47			6	5e	/	1er éclaircie	/
2079	53			6	6e	/	2e éclaircie	/
2085	59			6	7e	/	3e	/
2091	65			6	8e	/	4e	/
2097	71			6	9e éclaircie et récolte	Récolte 10% de G min 173cm	5e	/

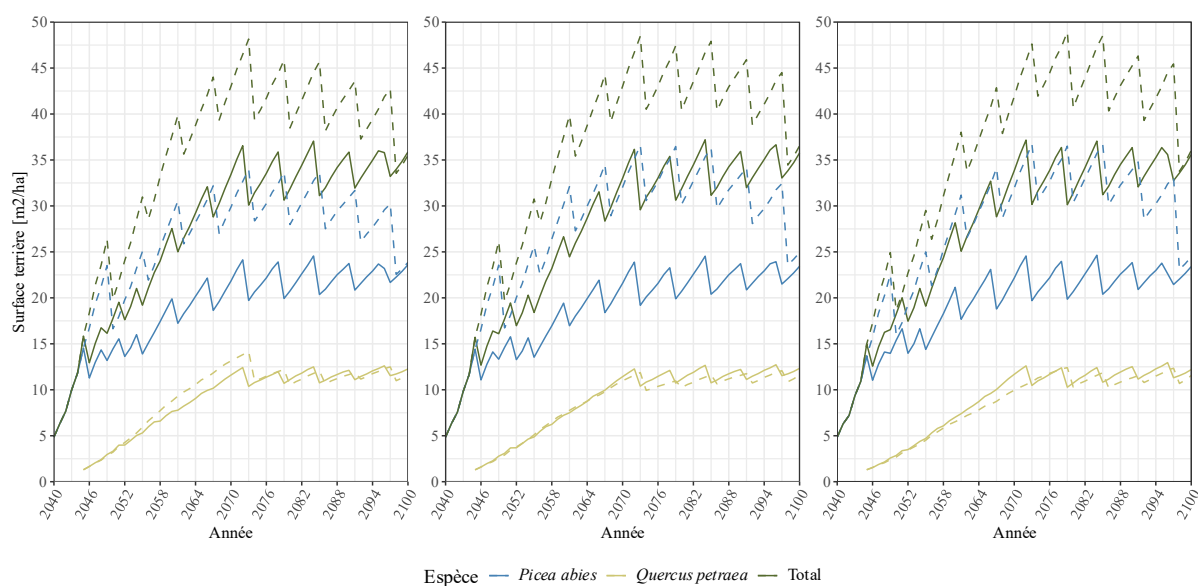


Figure G : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *P. menziesii* et *P. abies*

Tableau S : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Pseudotsuga menziesii</i> [m]	Hd <i>Picea abies</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Picea abies</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0	/	Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2040	14	11.0	7.0	3	Désignation et 1er débourage	9m 15m 65 9,4 188	50	2	/	/	/	/	/
2043	17	14.0	9.4	3	2e débourage	/	33	2	/	/	/	/	10
2046	20			3	3e	/	25	2	Désignation et 1er débourage	7m 15m 80 7,5m 173	50	2	/
2049	23	20.3	12.5	3	Guide sylvicole	/	/	/	2e débourage	/	33	2	5
2052	26	23.5	14.0	3	/	/	/	/	3e	/	33	2	/
2055	29	27.0	15.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	4e	/	25	2	10
2061	35	32.0	20.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2067	41	38.0	21.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2073	47	42.0	23.0	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2079	53			6	Récolte	Prélèvement de tout avec cmoy de 210 à 220cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2085	59			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2091	65			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2097	71			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau T : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Pseudotsuga menziesii</i> [m]	Hd <i>Picea abies</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Détail	<i>Picea abies</i>	Détail
2026	0	0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2042	16	13	9	6	1er éclaircie	/	/	/
2048	22	20	12	6	2e éclaircie	/	/	/
2054	28			6	3e	/	1er éclaircie	/
2060	34			6	4e	/	2e éclaircie	/
2066	40			6	5e	/	3e	/
2072	46			6	6e	/	4e	/
2078	52			6	7e	/	5e	/
2084	58			6	Récolte	Prélèvement de tout avec cmoy de 210 à 220cm	6e	/
2090	64			6	/	/	7e	/
2096	70			6	/	/	8e	/

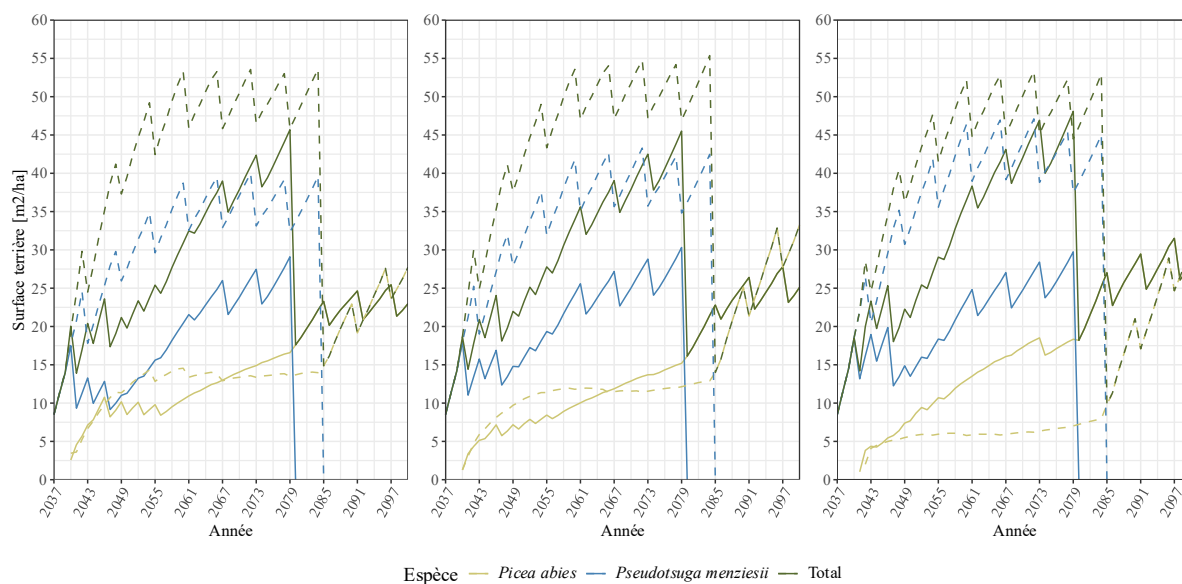


Figure H : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ *P. menziesii* et *C. atlantica*

Tableau W : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Pseudotsuga menziesii</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0		Plantation	/	/	/	Plantation	/	/	/	/
2040	14	11.0	0	3	Désignation et 1er détourage	9m 15m 65 9,4 203	50	2	/	/	/	/	/
2043	17			3	2e détourage	/	33	2	/	/	/	/	5
2046	20			3	3e	/	25	2	/	/	/	/	/
2049	23	20.0		3	Guide sylvicole	/	/	/	/	/	/	/	10
2052	26	23.5	9	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/
2055	29	27.0		3	Guide sylvicole	/	/	/	Désignation et 1er détourage	0m 15m 65 8m 188	50	2	10
2058	32	32.0		3	/	/	/	/	2e détourage	/	33	2	
2061	35			3	Guide sylvicole	/	/	/	3e	/	25	2	15
2064	38			3	/	/	/	/	4e	/	compétiteur	2	
2067	41	37.5	13.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2073	47	41.0	14.4	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2079	53			6	Récolte	Prélèvement de tout avec cmoy de 210 à 220cm	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2085	59			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2091	65			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2097	71			6	/	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau X : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Pseudotsuga menziesii</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Détail	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail
2026	0	0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2042	16	13	9	6	1er éclaircie	/	/	/
2048	22			6	2e éclaircie	/	/	/
2054	28			6	3e	/	/	/
2060	34			6	4e	/	/	/
2066	40			6	5e	/	/	/
2072	46			6	6e	/	/	/
2078	52			6	7e	/	/	/
2084	58			6	Récolte	Prélèvement de tout avec cmoy de 210 à 220cm	/	/
2090	64			6	/	/	/	/
2096	70			6	/	/	/	/

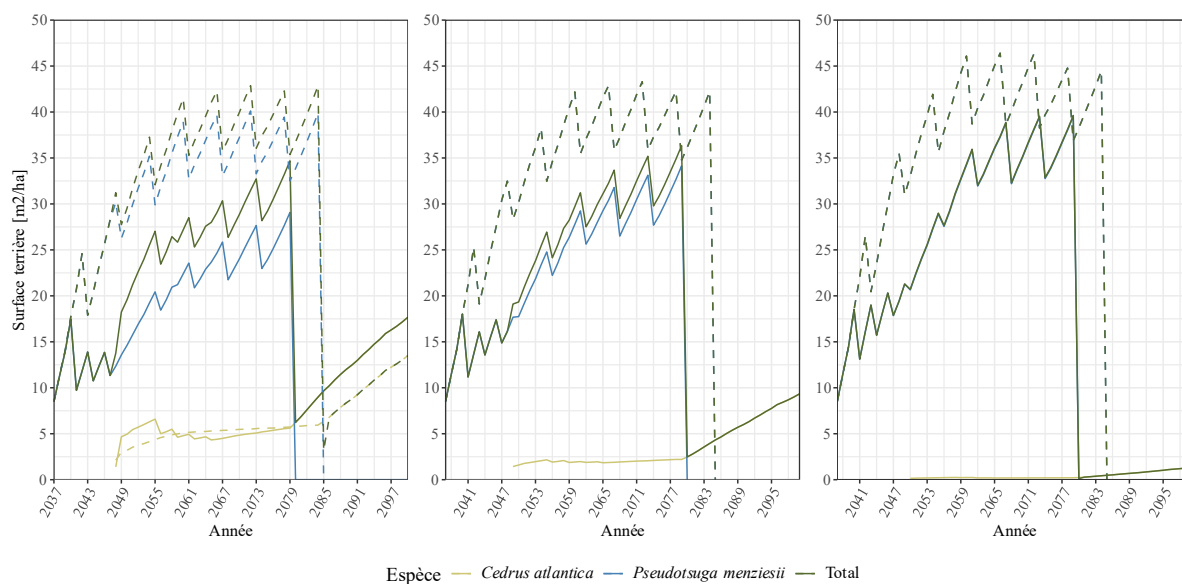


Figure I : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

○ T. cordata et C. atlantica

Tableau Y : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole par arbre objectif. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Ensuite, pour chaque essence, sont détaillées les interventions effectuées sur le peuplement, que ce soit la plantation, le détourage, l'éclaircie sur le peuplement se référant aux guides sylvicoles (dénommés dans le tableau « Guides sylvicoles »), ainsi que les coupes ou récoltes. Pour chaque essence sont également renseignés des détails (« Détail ») correspondant aux informations nécessaires à fournir dans HETEROFOR, ainsi que l'intensité et le coefficient de détourage. Les détails à fournir pour la désignation représentent : la hauteur minimale [m] (1) et maximale (2) de l'arbre objectif, la densité [tiges/ha] (3), l'écartement des arbres [m] (4) et son terme d'exploitabilité [cm] (5). Enfin, est indiqué le pourcentage de surface terrière (G) prélevée sur le peuplement.

Année	Age [ans]	Hd <i>Tilia cordata</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Tilia cordata</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail	Intensité [%]	Coefficient	Prélèvement sur le peuplement (Guide sylvicole) [%]
2026	0	0.0	0.0		Plantation		/	/	Plantation		/	/	/
2045	19	11.0		3	Désignation et 1er détourage	9m 15m 40	50	2	/	/	/	/	/
2048	22			3	2e détourage	/	33	2	/	/	/	/	10
2051	25			3	3e	/	33	2	/	/	/	/	/
2054	28			3	4e	/	25	2	/	/	/	/	10
2057	31		11.8	3	/	/	/	/	Désignation et 1er détourage	7m 15m 65 8.4m 188	50	/	
2060	34	20.7		3	Guide sylvicole	/	/	/	2e détourage	/	33	2	5
2063	37			3	/	/	/	/	3e	/	25	2	
2066	40			6	Guide sylvicole	/	/	/	4e	/	Compétiteur	2	15
2072	46			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2078	52		19.5	6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2084	58			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2090	64			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20
2096	70			6	Guide sylvicole	/	/	/	Guide sylvicole	/	/	/	20

Tableau Z : il reprend les itinéraires sylvicoles détaillés pour les couples d'essences, selon un itinéraire sylvicole sur le peuplement. Ce tableau met en évidence la hauteur dominante (Hd) de chaque essence en fonction de son âge, ainsi que l'année de simulation. Il présente également les différentes interventions effectuées sur chacune des essences, avec les détails correspondants dans la colonne de droite.

Année	Age [ans]	Hd <i>Tilia cordata</i> [m]	Hd <i>Cedrus atlantica</i> [m]	Rotation [ans]	<i>Tilia cordata</i>	Détail	<i>Cedrus atlantica</i>	Détail
2026	0	0	0	/	Plantation	/	Plantation	/
2049	23	13	9	6	1 ^{er} éclaircie	/	/	/
2055	29			6	2 ^e éclaircie	/	/	/
2061	35			6	3 ^e	/	/	/
2067	41			6	4 ^e	/	/	/
2073	47			6	5 ^e	/	/	/
2079	53			6	6 ^e	/	/	/
2085	59			6	7 ^e	/	/	/
2091	65			6	8 ^e	/	/	/
2097	71			6	9 ^e	/	/	/

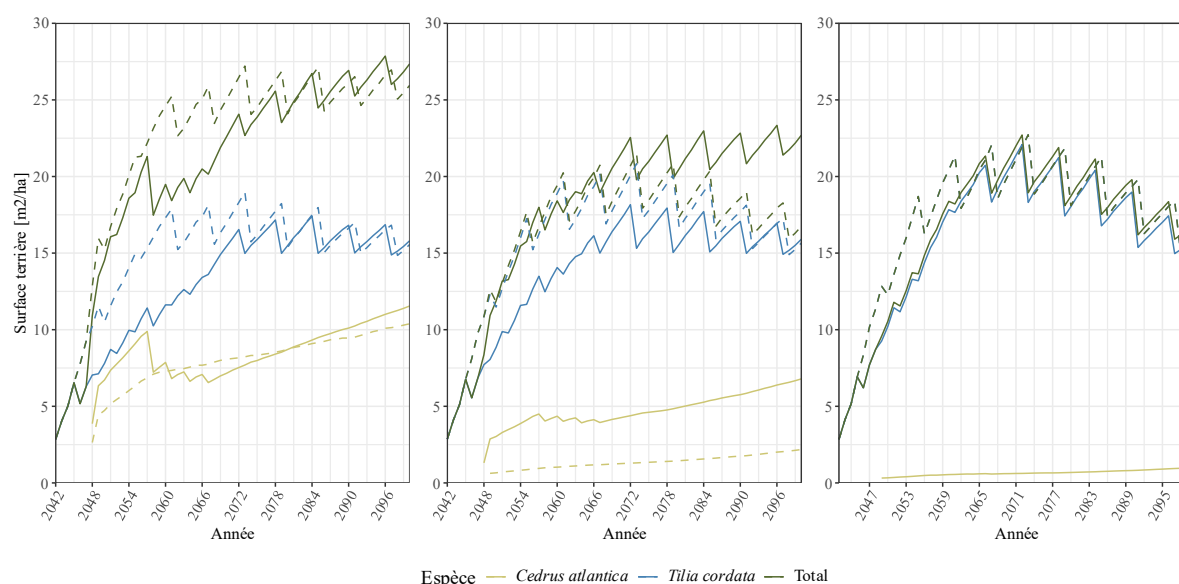


Figure J : L'évolution de la surface terrière des différentes essences et du peuplement est représentée depuis le passage à la futaie jusqu'en 2100. Les lignes pleines représentent les simulations sous une sylviculture par arbre objectif, et les lignes pointillées celles sous une sylviculture en plein. Les trois graphes représentent les trois degrés d'intimité, avec l'intimité faible (parquets et lignes de 12 m) à gauche, l'intimité moyenne (parquets et lignes de 6 m) au centre, et l'intimité forte (pied-à-pied et en ligne) à droite.

9.4 Les modèles linéaires

Cette section détaille les valeurs de significativité obtenues pour les différents modèles linéaires créés dans la section 4.4.2. Ces modèles linéaires sont créés pour évaluer l'impact des paramètres principaux et de leurs interactions sur les différents indicateurs de potentialité : production (profit annuel et volume total), changement climatique (déficit de transpiration et NPP) et biodiversité (indice de Shannon et dendromicrohabitats). Les valeurs de significativité des différents paramètres du modèle sont présentés dans le tableau AB, sous forme de p-valeurs.

L'indice de Pielou (équitabilité) est le résultat d'un calcul basé sur l'indice de Shannon. Son modèle linéaire est par conséquent équivalent à celui de l'indice de Shannon, c'est pourquoi il ne figure pas dans le tableau AB ci-dessous.

Seul le modèle linéaire établi pour le déficit de transpiration correspond au modèle complet. Les autres sont exempts d'une interaction qui n'est pas significative.

Tableau AB : La significativité des paramètres composant les modèles linéaires est représentée par la p-valeur des paramètres principaux et des interactions de ces modèles, pour chacun des indicateurs de potentialité établis.

Indicateur	Paramètre principaux			Intéraction		
	Couple	Traitement	Intimité	Couple:Traitement	Couple:Intimité	Intimité:Traitement
Profit annuel	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	/
Volume total	<0.001	<0.001	0.0020	<0.001	<0.001	/
Shannon	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	/
Déficit de transpiration	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.0136
Dendromicrohabitat	<0.001	<0.001	0.0027	<0.001	<0.001	/
NPP	<0.001	<0.001	0.1587	<0.001	<0.001	/

9.5 Graphiques non présenté

9.5.1 Indicateurs des potentialités du mélange

Cette section présente des données supplémentaires concernant les indicateurs de potentialité. Le graphique K ci-dessous montre les résultats du modèle linéaire créé pour analyser l'impact des modalités (couples, degré d'intimité et la sylviculture appliquée) de simulation sur la productivité primaire nette du peuplement.

Pour les couples présentant un impact du degré d'intimité sur le profit ou le volume total produit, les mêmes tendances s'observent pour la NPP. Cependant, l'intimité impacte également la NPP d'autres mélanges, à savoir *F. sylvatica*/*Q. petraea* et *P. avium*/*F. sylvatica*.

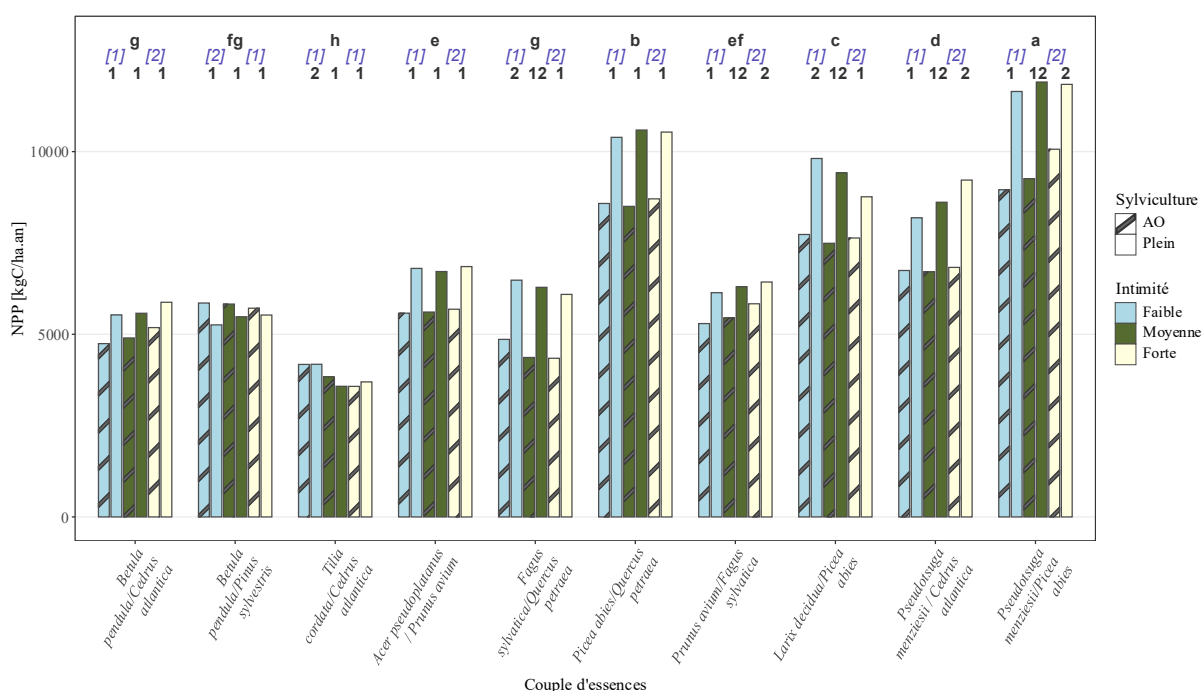


Figure K : Pour chacun des dix couples d'essences est représentée la productivité primaire nette (NPP) du peuplement. Cette valeur de NPP est représentée pour les différentes sylvicultures appliquées (AO = arbre objectif et Plein = en plein), ainsi que selon différents niveaux d'intimité (faible = parquet de 12m et une bande de six lignes, moyenne = une bande de trois lignes et un parquet de six mètres, forte = pied à pied et en ligne). Chacune des valeurs de l'histogramme correspond à la moyenne des valeurs des deux agencements repris dans le niveau d'intimité. La significativité est représentée par les indices au-dessus des graphes, avec une lettre entre les mélanges, un chiffre mauve pour les sylvicultures au sein du mélange et un chiffre noir pour les degrés d'intimité.

9.5.2 Bilan hydrique du peuplement

Cette section détaille des informations sur l'état hydrique du peuplement sur les 74 ans de simulation. Ces informations sont mentionnées pour certains couples d'essences dans la discussion, mais n'y ont pas fait l'objet d'une description complète pour l'ensemble des mélanges. Sont donc présentées ci-dessous, en complément des éléments déjà évoqués dans le document, les valeurs concernant la réserve en eau du sol, l'évapotranspiration potentielle et le déficit de transpiration relatif, ce dernier correspondant au déficit de transpiration exprimé en fonction de l'évapotranspiration potentielle. Ces différentes valeurs sont mises en évidence en fonction des couples d'essences et de la sylviculture appliquée. Elles correspondent à la moyenne des valeurs sur la période 2055-2075, comme cela a été défini pour le déficit de transpiration.

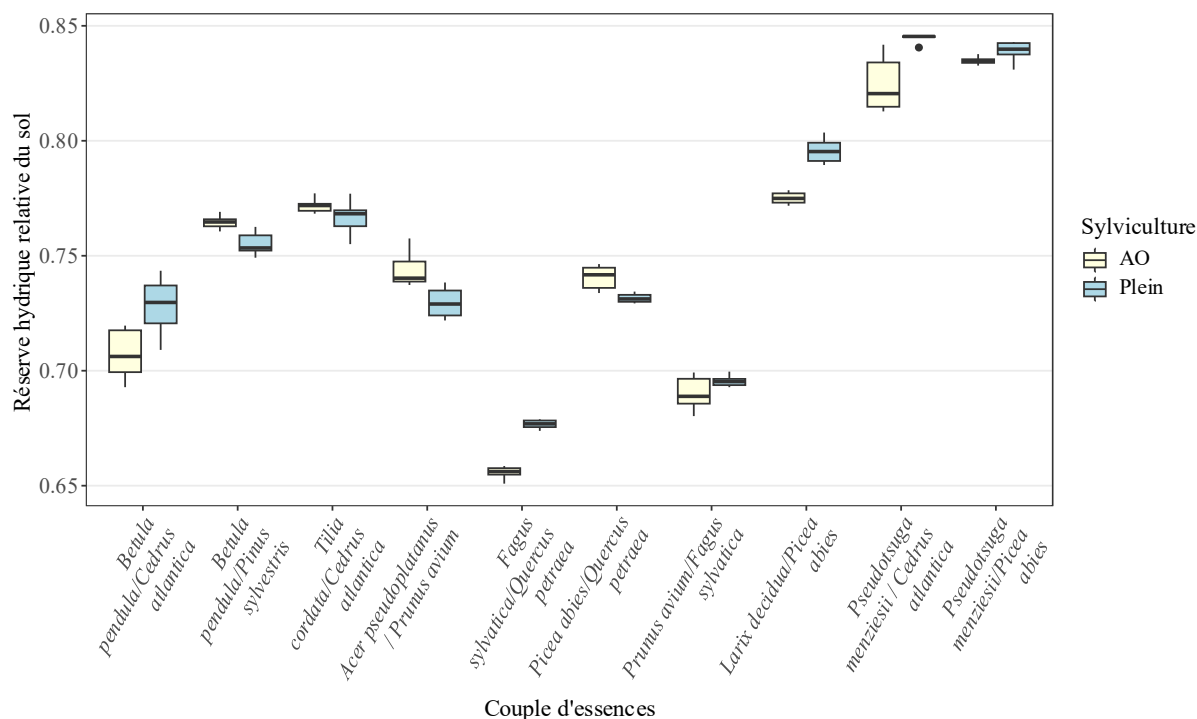


Figure L : La réserve hydrique du sol peut prendre des valeurs comprises entre 0 et 1. Elle représente ici la moyenne de la REW moyenne annuelle de 2055 à 2075, pour les dix mélanges différents et les deux sylvicultures.

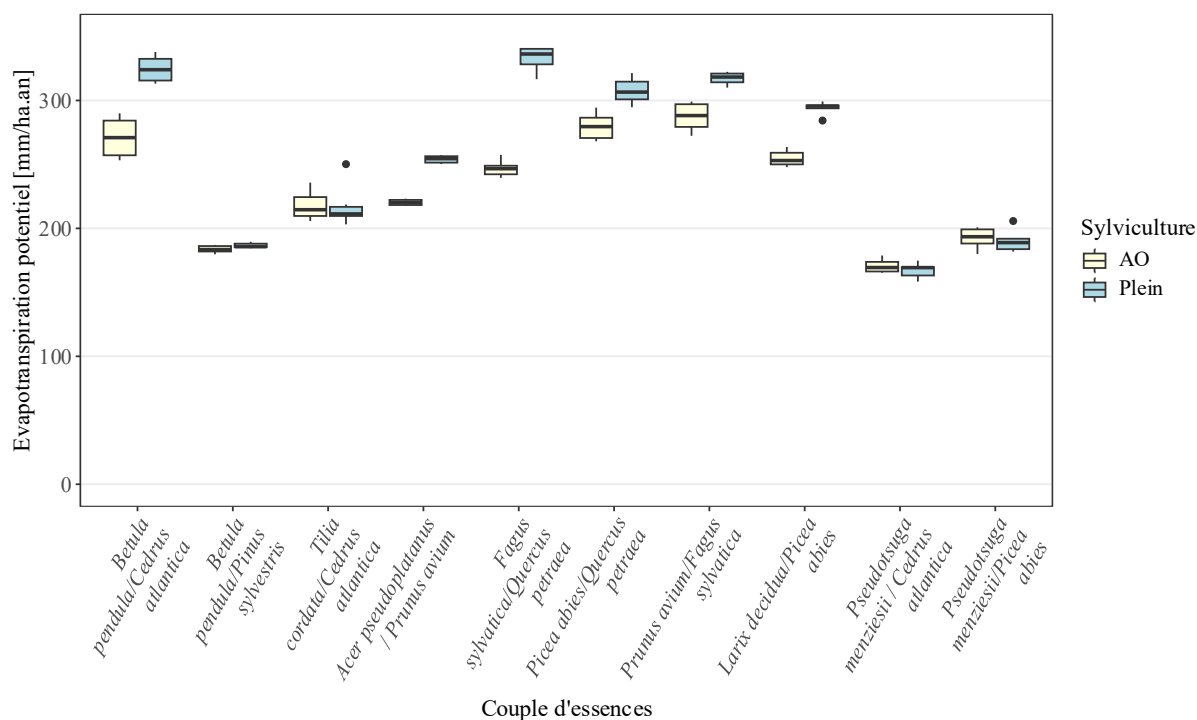


Figure M : L'évapotranspiration potentielle (ETP) annuelle moyenne sur la période 2055-2075 est présentée en fonction du couple d'essences et de la sylviculture qui leur est appliquée. Pour chaque sylviculture figurent les trois degrés d'intimité testés.

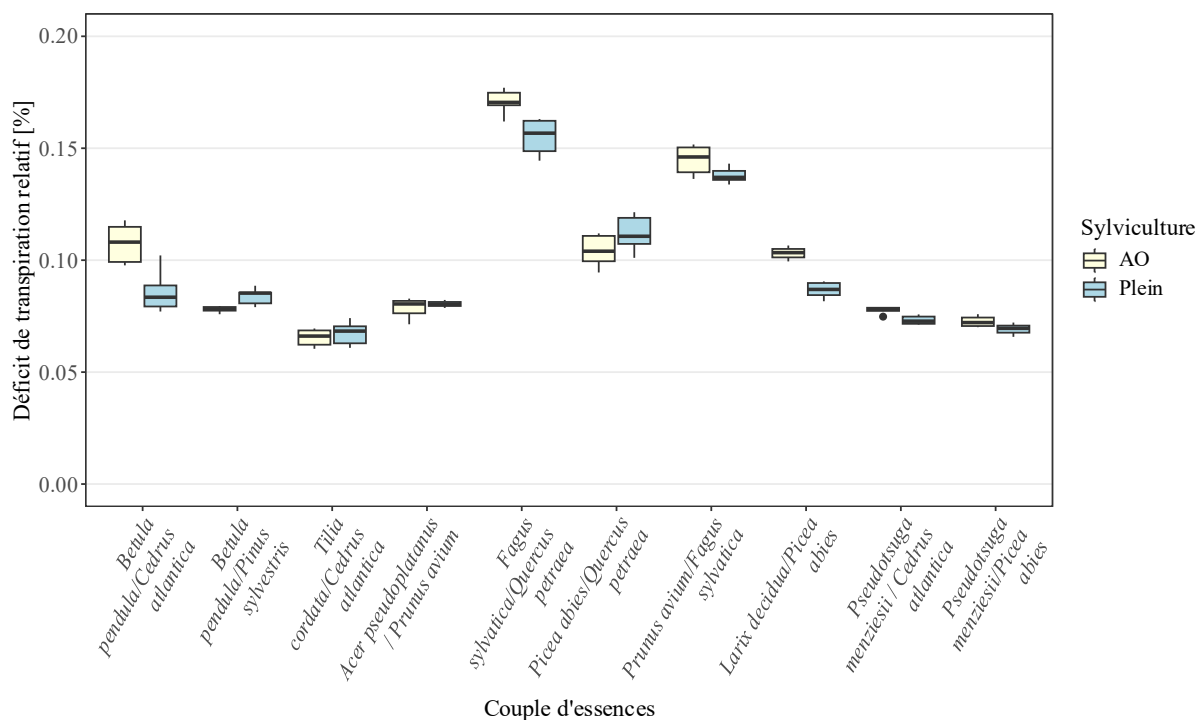


Figure N : Le déficit de transpiration présenté dans les résultats est ici exprimé sous forme relative, en fonction de l'évapotranspiration potentielle présentée dans la figure M ci-dessus. Il représente le déficit de transpiration relatif moyen sur la période 2055-2075, pour différents couples d'essences et sylvicultures.

9.6 Fonctionnement d'HETEROFOR

Cette section détaille le fonctionnement du modèle utilisé, brièvement présenté dans le matériel et méthode. Ce modèle fonctionne à l'aide de quatre modules et d'une description 3D de l'arbre.

La description structurale des arbres dans le modèle est divisée en trois catégories sur le plan structurel (les branches, le tronc et les racines) et fonctionnel (les feuilles, les fines racines et les fruits) (Jonard et al., 2020).

Le fonctionnement d'HETEROFOR peut être représenté par quatre modules principaux :

(I) Processus en lien avec le carbone

De nombreux processus liés au carbone sont calculés dans HETEROFOR. Parmi ceux-ci, la productivité primaire est calculée à partir de la photosynthèse, dont le calcul repose sur le module CASTANEA.

La photosynthèse est calculée à partir du module CASTANEA présent dans Capsis (Jonard et al., 2020). CASTANEA est un modèle physiologique basé sur les processus. L'objectif de ce modèle est d'estimer l'équilibre hydrique et carbonique des arbres pour des peuplements monospécifiques réguliers. Dans ce modèle se retrouvent deux autres sous-modèles, un modèle d'interception de la lumière et un modèle de photosynthèse. Ce modèle combine deux approches, à savoir le modèle biochimique de Farqhar ainsi qu'une approche de conductance stomatique. Ce modèle biochimique est basé sur les processus et représente le fonctionnement biochimique des plantes en C3. L'estimation de la photosynthèse prend en compte la température, le contenu en azote foliaire et la phénologie. Par conséquent, cette approche nécessite de connaître la concentration en azote foliaire pour calculer le taux maximum de carboxylation (Dufrêne et al., 2005). Cette méthode permet l'obtention d'une valeur journalière pour la photosynthèse (de Wergifosse et al., 2020).

La productivité primaire nette est calculée sur la base d'un ratio de conversion de la productivité primaire brute vers la productivité primaire nette, sans prise en compte explicite de la respiration de maintenance des individus (Jonard et al., 2020).

La croissance des individus est calculée différemment selon les trois compartiments de l'arbre. Pour les feuilles, elle correspond à la production annuelle foliaire. La croissance en hauteur est déterminée à partir du potentiel de croissance (défini comme la croissance en hauteur si l'intégralité du carbone restant lui était allouée), d'un indice de compétition pour la lumière et de la taille de l'arbre. Le développement du houppier est quant à lui calculé selon une approche distance-dépendante tenant compte de la compétition locale, permettant de déterminer, sur la base de différentes hauteurs, les arbres jouant le rôle de compétiteurs. Par ailleurs, concernant le bilan carboné, la dynamique du carbone du sol ainsi que la température des différents pédons ne sont pas activées (Jonard et al., 2020).

(II) Module d'équilibre hydrique

Ce module permet de calculer de nombreux paramètres concernant le déplacement de l'eau au sein du peuplement. Il permet de séparer l'eau arrivée sous forme de précipitation en trois catégories représentant les pluviollessivat, le flux d'eau sur la tige et l'eau interceptée par l'individu (Jonard et al., 2020).

Concernant l'évapotranspiration de l'eau, celle-ci est calculée au niveau du sol, de l'arbre et de la végétation par l'utilisation de l'équation de Penman-Monteith. Les flux d'eau sont aussi calculés entre les horizons du sol, en se basant sur les entrées représentées par la remontée capillaire et les sorties correspondant à la proportion partie sous forme de drainage (de Wergifosse et al., 2020; Jonard et al., 2020). Pour le calcul de l'eau prélevée par le peuplement, cela correspond à la quantité d'eau prélevée par les arbres et la végétation. Le ruissèlement et l'élévation de la nappe d'eau souterraine ne sont pas prises en considération dans le modèle (de Wergifosse et al., 2020).

Dans la présente étude, le bilan hydrique est calculée à l'échelle du peuplement en regroupant les propriétés des arbres individuels.

(III) Module de phénologie

Ce module permet de diviser le fonctionnement de l'arbre en plusieurs parties correspondant à des phases phénologiques, à savoir : l'endodormance, l'écodormance, le développement des feuilles, le vieillissement, le jaunissement et la chute (de Wergifosse et al., 2020). Concernant le débourrement des bourgeons, celui-ci est prévu pour se produire d'abord dans le sous-étage, puis dans les strates supérieures pour tenir compte de l'ontogénie (de Wergifosse et al., 2020).

Dans cette étude, le modèle de phénologie est défini à l'échelle de l'arbre. Et la régénération depuis la graine n'est pas considérée.

(IV) Module d'interception de la lumière

Ce module se base sur une approche par lancé de rayon. Cette approche repose sur l'utilisation du module SamsaraLigth présent dans Capsis. Ce module permet de calculer la quantité de rayonnement lumineux intercepté par chaque individu et pour chaque compartiment de l'individu (Jonard et al., 2020). Les données de radiations sont précisées dans les données météorologiques (de Wergifosse et al., 2020). Ce modèle est particulièrement intéressant pour calculer l'énergie interceptée par l'arbre ou ses compartiments dans le cas de peuplement irrégulier et/ou mélangé. L'approche utilisée par le modèle SamsaraLigth utilise une grille régulière établie au niveau du sol avec pour chaque case des rayons arrivant en son centre (André et al., 2021). Pour calculer l'énergie perçue par chaque arbre, il est d'abord nécessaire de calculer la part de rayonnement direct et diffus dépendant des conditions météorologiques calculée pour l'entièreté de la saison de croissance (André et al., 2021; Courbaud et al., 2003). Ensuite, sur la base des différents rayons, il est nécessaire de calculer le nombre de fois où ceux-ci sont interceptés en fonction des représentations géométriques des couronnes (André et al., 2021). L'interception entre le rayon et la couronne est estimée grâce à la méthode de Bartelink, ceci ne prend en compte que l'interception par la couronne et non par le tronc et les branches (Courbaud et al., 2003). Ce module permet, par conséquent, d'obtenir un bilan radiatif annuel à l'échelle de l'arbre.

Des informations supplémentaires aux quatre modules présentés ci-dessus sont nécessaires pour le bon fonctionnement du modèle et des simulations. La composition chimique de la solution du sol (Jonard et al., 2020) est calculée via le modèle géochimique PHREEQC, cette option étant définie à l'échelle du peuplement dans la présente étude. L'état nutritionnel et le cycle des nutriments (Jonard et al., 2020) ne sont pas pris en compte et le statut nutritionnel est par conséquent considéré comme constant.

Enfin, deux fichiers supplémentaires sont ajoutés afin de permettre les exports du modèles, la liste de prix des opérations dans HETEROFOR établie à partir du mercuriale des prix forestiers d'automne 2023 de la Fédération Nationale des Experts Forestiers (A.S.B.L.), ainsi que le calcul des dendromicrohabitats (DMH), à partir du fichier issu de Samsara 2 TreM (2019) (Courbaud et al., 2017, 2022).

Conception de peuplements mélangés innovants à l'aide du modèle HETEROFOR.

Emerick Alsteens

L'établissement des peuplements mélangés est sujet à différentes limites, dont le manque de guides clairs pour leur mise en place. Ce mémoire vise, à partir de la modélisation sylvicole, à décrire différents itinéraires sylvicoles pour différents mélanges, afin de mieux comprendre leur établissement à partir de la plantation. L'objectif est donc de décrire différents itinéraires sylvicoles permettant la survie du mélange dans le temps à partir de la plantation, pour différents objectifs du mélange (production, biodiversité et adaptation au changement climatique), différents agencements spatiaux et par conséquent différents degrés d'intimité, ainsi que différentes sylvicultures.

L'établissement d'itinéraires sylvicoles pour les peuplements mélangés s'est effectué sur dix mélanges différents de deux essences, établis pour différents objectifs. Ces itinéraires sont développés depuis la plantation, testant six agencements de plantation différents et deux types de sylviculture (en plein et par arbre objectif). Le déroulement de ces itinéraires se fait grâce au modèle HETEROFOR, sur une durée de 74 ans.

La variation de l'intimité lors de la plantation a un impact sur l'évolution de la proportion des essences dans les années qui suivent. Il en ressort que les essences jugées compatibles ne présentent pas de variation de l'indice de Pielou au cours des 74 ans. De ce fait, le maintien de la proportion des essences dans le mélange, lors de la variation de l'intimité et de la sylviculture, peut constituer une mesure de compatibilité.

De plus, pour les mélanges peu compatibles, où une essence exerce une forte concurrence sur celle qui lui est associée, la diminution du degré d'intimité au sein du mélange et/ou une sylviculture par arbre objectif favorisent le maintien du mélange.

Concernant l'évaluation de la biodiversité du mélange, de par le modèle utilisé, le nombre de dendromicrohabitats observés sur le peuplement dépend fortement du nombre de tiges présentes sur celui-ci, favorisant ainsi la sylviculture en plein conduisant à une densité de tiges supérieure.