

Diversity as a management tool for forest ecosystem services

1 Intro

1.1 Forêt et gestion, nouvelles pratiques pour de nouveaux défis

Malgré le fait que la forêt couvre 31% du territoire en France, les indicateurs de santé forestière montrent une dégradation rapide marquée par une augmentation alarmante (+80%) du taux de mortalité (IGN 2023), une baisse de 4% de la croissance et un ralentissement de la capacité de stockage du carbone due au nombre croissant de crises sanitaires combinées à des sécheresses plus fréquentes. Cela impacte la composition, la structure, la dynamique et la fourniture de services écosystémiques aux populations humaines : régulation du climat, purification de l'eau, production de bois, qualité de l'air, loisirs culturels... (Grammatikopoulou et Vačkářová 2021). Notamment, 94% de ces forêts sont désignées comme productives, soulignant le besoin critique d'adapter les stratégies de gestion pour relever ces défis émergents. De nouvelles actions politiques adaptatives sont étudiées pour soutenir robustement l'état de ces forêts, passant de peuplements forestiers monospécifiques avec coupe à blanc à des peuplements mixtes et de différents âges avec une diversité de pratiques de coupe sélective (Raymond et al. 2009). La connaissance de ces nouvelles pratiques est encore limitée mais elles sont déjà mises en œuvre en s'appuyant sur l'idée que la diversification est un moyen d'accroître les services écosystémiques multiples (Tilman 1996).

Pour des contraintes économiques évidentes, l'extraction durable du bois a été le principal moteur des pratiques de gestion forestière. Avec cette approche, les indices de diversité sont utilisés comme mesures auxiliaires, évitant l'interférence avec l'objectif principal d'extraction du bois. La question cruciale qui émerge est de savoir si nous pouvons redéfinir ce paradigme et choisir la diversité comme nos principales contraintes pour explorer les avantages potentiels et les différences dans nos approches de gestion. Ce changement de paradigme est motivé, en premier lieu, par les aperçus des études sur la Fonctionnement Biodiversité-Écosystème (BEF) (Tilman 1996), qui soulignent la diversité comme un composant critique

pour la santé globale de l'écosystème. La deuxième motivation de notre étude est l'indication que la gestion forestière peut fonctionner comme un outil pour améliorer activement la diversité au sein des écosystèmes. Mais étant donné les incertitudes dans la dynamique climatique et la réponse complexe des systèmes forestiers aux actions de gestion, de nouvelles méthodes (utilisant des modèles et la science décisionnelle) sont nécessaires pour assister leur conception.

1.2 Diversité et fonctionnement de l'écosystème

Les travaux précédents sur la diversification de la composition et ses effets ont été principalement motivés par les premiers travaux sur BEF à partir d'études sur les prairies (Tilman 1996) montrant un lien positif entre la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème. Mais bien que de nombreuses hypothèses aient été formulées pour expliquer ce lien (exclusion compétitive, complémentarité de niche, effet d'échantillonnage, etc.), les mécanismes derrière ce lien ne sont toujours pas bien compris (Ali 2023). Cette incertitude rend difficile la prévision de l'impact de la perte de biodiversité. Bien que l'hypothèse de la relation BEF, et sa pertinence soit encore débattue, elle alimente tout un segment de recherche.

Dans la forêt, l'étude du BEF est plus récente et se concentre principalement sur le lien entre la diversité des espèces et la productivité. Une relation positive a été démontrée à l'échelle mondiale (Liang et al. 2016), mais aussi dans des forêts spécifiques (Morin, Fahse, et al. 2011; Paquette et Messier 2011; Jourdan et al. 2021). Mais l'interaction n'est pas positive dans chaque type de forêt (Forrester et Bauhus 2016). Cela peut suggérer dans des forêts spécifiques (Morin, Fahse, et al. 2011; Paquette et Messier 2011; Jourdan et al. 2021). Mais l'interaction n'est pas positive dans tous les types de forêts (Forrester et Bauhus 2016). Cela peut suggérer que l'interaction biodiversité-productivité dépend du contexte, la relation semble être majoritairement positive dans des climats rudes et une faible densité d'arbres mais négative dans un environnement adapté (Jucker et al. 2016).

Les forêts présentent différentes fonctions qui ne sont pas uniquement liées à l'identité des espèces mais émergent également des différents stades de vie au sein d'une même espèce. Des compromis notables peuvent être observés dans la comparaison entre les forêts jeunes et les forêts anciennes, si les premières sont plus productives, elles stockent

moins de carbone que les dernières (Caspersen et Pacala 2001).

Reconnaître les avantages diversifiés des forêts jeunes et anciennes pourrait impliquer de réintroduire la diversité verticale à travers une gestion forestière inégale pour renforcer la résilience et la fonctionnalité globales de l'écosystème (Guldin 1996). Cependant, malgré ses promesses, la mise en œuvre de telles pratiques reste limitée, avec seulement 25% des forêts gérées en Europe comprenant actuellement des peuplements d'âges inégaux (foresteurope.org). Cette limitation est accentuée par un écart notable dans notre compréhension des conséquences écologiques des stades d'âge inégal au sein des écosystèmes forestiers. L'interaction complexe des facteurs rend difficile de tirer des conclusions définitives concernant les effets écologiques comparatifs de la sylviculture d'âge uniforme et d'âge inégal (Nolet et al. 2018). Par conséquent, toute l'étendue des avantages et des inconvénients potentiels associés à la promotion de la diversité verticale dans la gestion forestière n'est pas encore bien comprise. Ce double défi de mise en œuvre limitée et de compréhension incomplète souligne l'importance de poursuivre la recherche pour informer et affiner les pratiques de gestion forestière.

Il est également réducteur de considérer la productivité comme la seule fonction des écosystèmes forestiers, et d'autres éléments doivent être pris en compte : la biodiversité de la flore et de la faune, le stockage du carbone, l'eau et le cycle biochimique qui fournissent de multiples services aux populations humaines (Aerts et Honnay 2011). Pour acquérir une compréhension complète des impacts divers de la biodiversité sur le fonctionnement des forêts, il est essentiel d'étudier simultanément plusieurs fonctions, car elles peuvent ne pas être affectées de manière uniforme (Korboulewsky, Perez, et Chauvat 2016). Cela introduit un niveau de complexité non observé lors de l'étude des fonctions individuelles comme le mécanisme de touche-à-tout et maître de rien (Van Der Plas et al. 2016) augmenter aveuglément la biodiversité peut augmenter la multifonctionnalité de la forêt sans en optimiser aucune et conduire parfois à des compromis.

Il est donc important de définir les fonctions que nous voulons préserver ainsi que le seuil pour chacune d'entre elles.

Même si les avantages de la diversité dans les forêts sont convaincants, la mise en œuvre de stratégies de gestion pour la promouvoir n'est pas une

tâche simple. Cela nécessite une compréhension profonde de la dynamique forestière et des réponses à court, moyen et long terme aux interventions au sein de l'écosystème forestier.

1.3 Gestion axée sur la diversité

Bien que la diversité ne soit pas toujours une priorité dans la gestion forestière - avec une part significative (1/3) des forêts en Europe encore monospécifiques et la majorité (3/4) à âge uniforme (foresteurope.org), diverses philosophies de pratiques ont été proposées pour réintroduire la diversité dans les forêts gérées. Deux approches éminentes incluent la foresterie de rétention et le système irrégulier de coupe sous couvert. La foresterie de rétention vise à maintenir la structure et la composition forestière en laissant une certaine proportion d'arbres sur pied après la récolte (Gustafsson et al. 2012; Rosenvald et Löhmus 2008). De manière similaire, le système irrégulier de coupe sous couvert, également connu sous le nom de foresterie d'âge inégal ou foresterie à couvert continu, se concentre sur le maintien d'un couvert continu d'arbres sur le site, favorisant à la fois la diversité structurelle et verticale, (Sinha et al. 2017; Schall et al. 2018; Nyland 2003; Nolet et al. 2018; Duduman 2011). Cependant, un écart notable existe dans la compréhension des dynamiques et conséquences à long terme de ces pratiques, avec des études prédictives limitées sur la dynamique du système.

D'autre part, l'écologie théorique, étudiant la coexistence des espèces, fournit des perspectives sur l'amélioration de la diversité en contrôlant divers aspects de l'écosystème forestier (Wilson 2011). L'hypothèse de perturbation intermédiaire, par exemple, suggère que le maintien de niveaux intermédiaires de perturbation permet la coexistence d'espèces avec différentes tolérances aux perturbations (Connell 1978; Sheil et Burslem 2013). Une autre stratégie implique la coupe des espèces dominantes pour promouvoir le développement d'autres espèces (Pichancourt et al. 2014). Bien que ces approches offrent des perspectives précieuses pour la gestion de la diversité biologique, des défis persistent. L'applicabilité de ces théories aux scénarios réels de gestion forestière est limitée et elles font l'objet de débats au sein de la communauté scientifique (Mackey et Currie 2000; Fox 2013). Ces études soulignent le besoin d'une compréhension globale de la gestion forestière au-delà des pratiques

traditionnelles de coupe. Elles s'efforcent de fournir des orientations pour gérer la diversité biologique grâce à différentes pratiques de gestion. Cependant, extraire une trajectoire de gestion optimale s'avère difficile en raison des limitations actuelles de notre compréhension, couplées à la complexité ajoutée de maximiser simultanément plusieurs fonctions écologiques. Explorer la possibilité de nouvelles pratiques de gestion forestière axées sur l'atténuation des inconvénients sur la diversité et non sur l'optimisation pourrait ouvrir de nouvelles perspectives.

1.4 Hypothèse et objectifs de l'étude

Compte tenu de la compréhension que la diversité a une importance pour le fonctionnement optimal de la forêt et reconnaissant la gestion comme un outil pivot dans la formation de cette diversité, notre hypothèse principale est que l'utilisation de la diversité comme une contrainte au lieu de la productivité pourrait donner lieu à de nouvelles trajectoires. Nous voulions également tester comment la théorie du contrôle pourrait aider à définir ces trajectoires. Pour tester cela, nous avons développé un modèle théorique simple de dynamiques d'écosystèmes forestiers multi-espèces/couches. Le modèle a été utilisé pour prédire la dynamique et les caractéristiques forestières. Ensuite, des algorithmes de la théorie de la viabilité ont été utilisés pour déduire l'ensemble des états et des contrôles respectant nos contraintes. Avec cette approche, nous avons pu comparer les états et les trajectoires respectant les contraintes de diversité et ceux respectant les contraintes d'extraction de bois.

2 Méthodes

2.1 Modèle forestier

2.1.1 Choix du modèle

Sélectionner un modèle forestier approprié est une décision critique façonnée par les complexités inhérentes aux écosystèmes forestiers selon les objectifs de la question de recherche. Ils ont évolué avec le besoin, la compréhension des processus de l'écosystème et les innovations technologiques. Ils sont appliqués à différentes échelles spatiales, de l'arbre, au peuplement, jusqu'au niveau du paysage. Ils intègrent divers processus comme la croissance, la régénération, la mortalité, la gestion, la photosynthèse, l'évapotranspiration, les perturbations avec plus ou moins

de détails et d'hypothèses. De nombreuses classifications de modèles forestiers existent (Porté et Bartelink 2002).

Un des principaux gradients est la classification du modèle empirique au modèle basé sur les processus (Fontes et al. 2011), choisissant entre une description géométrique détaillée et une capacité prédictive pour des conditions inexplorées. Les premiers, enracinés dans les modèles statistiques, excellent dans la puissance prédictive dans les contextes capturés mais ont des limites pour adresser de nouveaux scénarios. D'autre part, les modèles basés sur les processus, illustrés par les Gap-modèles (Bugmann 2001), équilibrent ce compromis en déduisant les dynamiques des processus sous-jacents au niveau de la communauté, de l'individu ou cellulaire. La description des processus macroscopiques dans les modèles phénoménologiques met l'accent sur la simplicité en utilisant des variables au niveau de la forêt. Ces modèles fournissent des solutions analytiques et soutiennent les analyses de sensibilité mais nécessitent une re-paramétrisation fréquente pour accommoder divers contextes. Inversement, les modèles mécanistiques, détaillant des modèles microscopiques, enracinés dans les principes fondamentaux de la biologie des arbres, intègrent de nombreuses variables pour une adaptabilité universelle. Néanmoins, la complexité analytique de ces modèles impose des limites sur l'exploration des limites du modèle à travers des analyses de sensibilité (Bugmann 2001).

Dans la modélisation forestière théorique, des tentatives ont été faites pour combler le fossé entre les modèles phénoménologiques et mécanistiques. Cela peut être poursuivi en appliquant des progrès méthodologiques comme des approches de champ moyen ou des méthodes d'agrégation pour réduire les dimensions tout en faisant des hypothèses minimales comme avec DisCForM et TreeMig (Lischke, Löffler, et Fischlin 1998; Lischke, Zimmermann, et al. 2006) agrégés à partir de ForClim (Bugmann 1994). L'objectif est d'utiliser les paramètres des processus microscopiques pour décrire directement la dynamique macroscopique en utilisant un nombre limité d'équations. Cette approche et le modèle basé sur des cohortes montrent une remarquable congruence dans leur formulation (Bugmann 2001). Cependant, à ce jour, aucun n'a démontré

des avancées décisives appropriées pour une mise en œuvre pratique dans la résolution de problèmes de gestion forestière.

Basé sur les analyses de viabilité que nous voulons effectuer et son coût computationnel, le modèle doit être assez simple pour être résumé par un petit nombre de variables d'état (afin d'éviter la malédiction de la dimensionnalité). Mais pour répondre à notre question, il doit également permettre de tester différentes stratégies de gestion pour différentes combinaisons d'espèces et de structure verticale du couvert. Cela nous a conduit à choisir un modèle déterministe basé sur la densité modèle. Nous émettons l'hypothèse que nous pouvons utiliser un modèle théorique simple pour explorer l'effet de la diversité sur les services écosystémiques, et que les méthodes et résultats seront ensuite transférables aux modèles basés sur les processus. Les avantages de cette approche sont que nous pouvons explorer une large gamme de possibilités et tester de nouvelles hypothèses qui ne pourraient pas être testées autrement. Le modèle qui correspond le mieux à nos critères est basé sur les travaux de Kohyama et associés (Kohyama et Takada 2009; Kohyama et Takada 2012). Sa structure est décrite ci-dessous.

2.1.2 Description du modèle

Le modèle théorique décrit ci-dessous provient de l'étude de plusieurs articles de Kohyama et associés (Kohyama et Takada 2009; Kohyama et Takada 2012). C'est un modèle basé sur des compartiments avec une structure multi-espèces et multi-couches Figure 1. La dynamique est influencée par la croissance, la régénération, la mortalité ainsi que la compétition pour la lumière des couches supérieures. Il existe des différences entre les modèles présentés dans Kohyama 2009 et 2012, en particulier la définition de la naissance et de la compétition. Nous avons choisi de définir la naissance comme dans Kohyama 2009 en tant que fonction linéaire négative, ou fonction de Verhulst (et non comme une exponentielle négative, ou fonction de Ricker dans Kohyama 2012). La seule différence est que la naissance dans notre étude est considérée indépendamment du nombre d'arbres adultes. Même si Kohyama 2009 propose une manière d'ajouter la compétition pour les ressources par les

couches inférieures, nous avons choisi une compétition strictement unilatérale venant des couches supérieures comme dans Kohyama 2012.

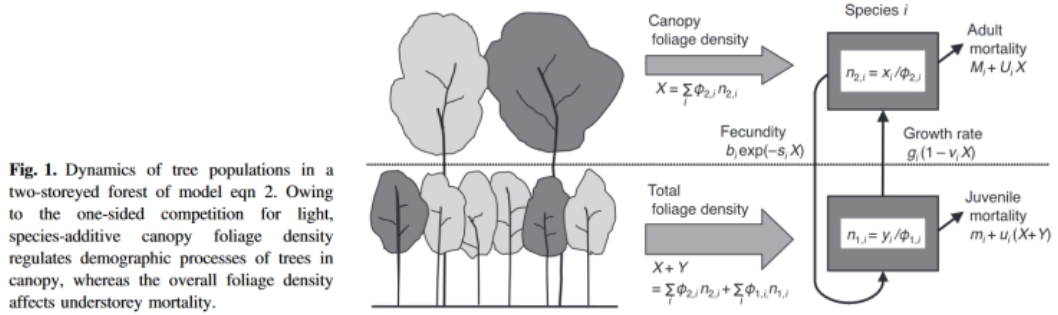


Figure 1: (Figure from (Kohyama and Takada 2012))

Dynamic of each layer is driven by the competition from above layers foliage density (assimilated to the basal area) $\sum_{i=l}^L X_i$ with X_i being the foliage density of layer i defined by the number of tree $n_{sp,i}$ and the mean basal area of tree $\phi_{sp,i}$ of each species (sp) in layer i :

$$X_i = \sum_{sp} \phi_{sp,i} n_{sp,i} \quad (1)$$

The various processes are influenced by competition, with a linear negative relationship. Optimal

Abbreviation	Meaning	Unit
l	layer index	
L	number of layer (i.e. maximum layer)	
sp	species index	
SP	number of species	
$n_{sp,l}$	number of trees of species sp in layer l	ha^{-1}
$x_{sp,l}$	foliage density of species sp in layer l	$m^2.ha^{-1}$
$\phi_{sp,l}$	mean basal area of tree from species sp in layer l	m^2
X_l	foliage density of layer l	$m^2.ha^{-1}$
$\sum_{i=l}^L X_i$	foliage density above layer l	$m^2.ha^{-1}$
b_{sp}	optimal birth rate per tree in layer L	
Cb_{sp}	birth susceptibility to superior foliage density	$ha.m^{-2}$
$g_{sp,l}$	growth susceptibility to superior foliage density	
$m_{sp,l}$	probability of intrinsic mortality	
$Cg_{sp,l}$	growth susceptibility to superior foliage density	$ha.m^{-2}$
$Cb_{sp,l}$	mortality susceptibility to superior foliage density	$ha.m^{-2}$
$u_{sp,l}$	number of trees cut from species sp in layer l	ha^{-1}

Table 1: Parameters for the model

probabilities are determined for each processes (birth b , growth g and mortality m) without competition. These probabilities are then adjusted based on the process sensitivity (Cb , Cg , Cm) of the layer and species to foliage density. The model can be summarized with one equation:

$$\begin{aligned}
 n_{sp,l}(t+1) = & n_{sp,l}(t) \\
 & + b_{sp,l} \left(1 - Cb_{sp,l} \sum_{i=1}^L X_i\right) && \text{birth} \\
 & + g_{sp,l-1} n_{sp,l-1}(t) \left(1 - Cg_{sp,l-1} \sum_{i=l-1}^L X_i\right) && \text{growth from lower level} \\
 & - g_{sp,l} n_{sp,l}(t) \left(1 - Cg_{sp,l} \sum_{i=l}^L X_i\right) && \text{growth to upper level} \\
 & - m_{sp,l} n_{sp,l}(t) \left(1 + Cm_{sp,l} \sum_{i=l}^L X_i\right) && \text{mortality} \\
 & - u_{sp,l}(t) && \text{logging}
 \end{aligned} \tag{2}$$

And some special cases for lower and upper layers:

$$\begin{aligned}
 b_{sp,l>1} &= 0 && \text{new trees always arrive in the lower level} \\
 g_{sp,L} &= 0, && \text{trees cannot grow out of the upper layer} \\
 g_{sp,0} &= 0, && \text{trees cannot grow into the lower level} \\
 u_{sp,l<L} &= 0, && \text{we chose to only apply logging to the upper level} \\
 u_{sp,L}(t) &= 0 \text{ if } t \bmod 10 \neq 0 && \text{we chose a discrete cut only applied every ten years}
 \end{aligned} \tag{3}$$

Population densities and demographic parameters are defined in Table 1 and are all positive.

2.1.3 Paramétrisation du modèle

Nous commençons avec un système de 3 couches et 2 espèces : *Abies alba* et *Fagus sylvatica*. Les couches sont définies en simplifiant la classification du bois en 4 dimensions utilisée par l'IGN (Institut National de l'Information Géographique et Forestière, (IGN 2024)) dans l'inventaire forestier national en 3 classes : dbh (cm) dans $[0,22,5]$ pour le petit bois, $[22,5,67,5]$ pour le moyen et grand, et $[67,5+]$ pour le très grand. Nous devons définir tous les paramètres du modèle. La littérature et les simulations ForCEEPS ont été utilisées pour ajuster la dynamique du système avec un climat constant (voir annexe sur la paramétrisation (Bugmann 1994; Morin, Bugmann, et al. 2021)). Donnant les paramètres dans le Tableau S.4. Nous choisissons de concentrer nos analyses sur deux espèces *Abies alba* et *Fagus sylvatica* car leur dynamique était la plus similaire à ForCEEPS (voir Figure S.3) et elles peuvent se trouver ensemble dans des peuplements mixtes en France.

2.2 Théorie de la viabilité pour définir les stratégies de gestion

Il ne semble pas y avoir de solution optimale pour gérer de tels écosystèmes complexes, tout en prenant en compte leur multifonctionnalité. De plus, définir une trajectoire unique enlève la

flexibilité du processus de prise de décision qui existe dans de tels systèmes complexes. Certaines méthodes, telles que la théorie de la viabilité (Aubin et Da Prato 1990), ont été développées pour découvrir activement de multiples séquences d'actions soutenant plusieurs objectifs dans les contraintes de satisfaction. Les analyses de viabilité établissent un cadre pour définir le contrôle et les états qui peuvent être combinés pour rester dans nos contraintes biologiques aussi longtemps que nécessaire (Rougé, Mathias, et Deffuant 2013). La théorie de la viabilité trouve application dans des scénarios où les objectifs impliquent des services écosystémiques dans des systèmes socio-écologiques forestiers (Mathias et al. 2015). Dans ces études, la biodiversité est utilisée pour identifier des séquences de contrôle viables, soutenant la biodiversité forestière et certains services écosystémiques à travers le contrôle de l'extraction du bois. Néanmoins, elle n'a pas encore été employée pour comprendre comment contrôler la diversité des espèces et les cibles de coupe sélective peut mener à des trajectoires de gestion viables.

La théorie de la viabilité fournit un cadre pour la gestion des systèmes dynamiques. Le défi réside dans la recherche de stratégies de gestion ($u(t)$) qui maintiennent perpétuellement le système à l'intérieur d'un espace de contraintes choisies K . Plutôt que de se fixer sur un état optimal unique, l'approche consiste à naviguer dans un spectre de résultats acceptables, en évitant les impacts négatifs irréversibles. Dans notre cas, le contrôle est discret et se produit tous les dix ans (Δt), mathématiquement, cela est articulé comme un système dynamique discret contrôlé (décrit dans l'équation(2)). Les contrôles sont discrets et appliqués uniquement tous les dix ans (voir conditions décrites dans l'équation(3)). La gamme d'options de contrôle réalisables tous les dix ans est déterminée par le nombre d'arbres qui sont coupés, en s'assurant que ce nombre reste inférieur à la quantité présente avant la coupe.

$$U = \{u \in N^{SP} \mid \forall sp \in N[1,SP], u_{sp} \leq n_{sp}, L\} \quad (4)$$

Le noyau de viabilité résultant ($Viab(K)$), qui inclut les états où une stratégie de gestion peut maintenir le système dans des états souhaitables, est formellement décrit comme suit :

$$\text{Viab}(K) = \{N_0 \in K \mid \exists U(\cdot), \forall t \in \mathbb{N}, N(t) \in K\}, \quad (5)$$
 où N_0 désigne un état initial du système dans nos contraintes K . À l'intérieur du noyau de viabilité, au moins une stratégie de contrôle $u(\cdot)$ peut maintenir le système dans un état souhaitable K . Après la délimitation du noyau de viabilité, tous les contrôles viables (uv) peuvent être déterminés et analysés. Pour approcher le noyau de viabilité, nous avons utilisé un algorithme inspiré par Saint-Pierre (Saint-Pierre 1994). Pour étudier l'impact du changement de focus de l'extraction du bois vers la promotion de la diversité, nous avons employé deux ensembles distincts de contraintes. Le premier ensemble ciblait exclusivement l'extraction du bois, avec une limite minimale fixée à 30 m³/ha tous les dix ans (IGN). Le deuxième ensemble se concentrait sur la diversité et combinait deux métriques. Nous avons choisi d'utiliser l'indice de Shannon ($H = -\sum_{i=1}^P p_i \cdot \ln(p_i)$) comme mesure de la diversité des espèces et de la diversité verticale, car c'est une métrique commune en écologie et combine des informations sur la diversité et l'uniformité. Premièrement, pour l'uniformité des espèces, nous visons au moins 20% de représentation des espèces minoritaires dans la population, se traduisant par un indice de Shannon égal ou supérieur à 0.72. Deuxièmement, pour l'uniformité verticale, nous aspirons à maintenir une forêt d'âges inégaux en assurant que la couche la plus riche comprenne moins de 80% des tiges, (indice vertical de Shannon supérieur ou égal à 0.92). Pour analyser l'espace des états possibles, l'algorithme emploie une approche de discrétisation, divisant tous les états potentiels en une grille. La détermination des limites nécessaires a impliqué une analyse dynamique et un examen du diagramme de phase. Nous avons choisi d'explorer tous les états concevables dans une plage de 0 à 200 arbres dans chaque couche pour chaque espèce, en fixant un plafond supplémentaire de 600 arbres pour le niveau inférieur (petits arbres). Considérant les contraintes techniques, une grille a été définie avec 9 points dans chaque dimension (équivalent à une discrétisation par étapes de 25), avec 4 points supplémentaires introduits tous les 100 tiges pour la couche inférieure pour atteindre 600. Cela a résulté en une analyse englobant environ un million d'états, avec 81 combinaisons de contrôle distinctes applicables, donnant un total de 27 millions de combinaisons à étudier. Les calculs ont été exécutés en utilisant R sur une machine équipée de 720 gigaoctets de RAM et 60 cœurs. Tournant pendant environ 10 heures, l'algorithme a produit le noyau de viabilité analysé dans les résultats. Le code source est accessible sur GitHub à

(https://github.com/clem9123/Forest_management_and_viability). Toutes les analyses ont été réalisées en utilisant R 4.3.1 (R Core Team 2022).

3 Résultats

3.1 Sensibilité et compatibilité des contraintes

Pour comprendre comment les contraintes interagissaient entre elles, la Figure 2 montre le volume du noyau de viabilité pour différentes combinaisons de contraintes. Le noyau de viabilité était plus grand avec moins de contraintes mais devenait vide dès que les contraintes d'extraction et de diversité verticale étaient combinées, signifiant qu'il était impossible de maintenir une extraction avec une contrainte de diversité verticale. D'autre part, la diversité des espèces et la diversité verticale, ainsi que la diversité des espèces et l'extraction étaient compatibles jusqu'à un certain point. Étant donné l'incompatibilité de combiner les deux contraintes choisies (critères de diversité verticale et de diversité des espèces et extraction de 30 m³/ha de bois de grande taille tous les dix ans), nous avons opté pour une analyse séparée du noyau de viabilité pour chaque ensemble de contraintes. Cette approche nous a permis de comparer les résultats obtenus dans les conditions distinctes et d'évaluer les compromis entre le maintien de la diversité et la satisfaction des exigences d'extraction du bois.

3.2 États viables avec des contraintes de diversité ou d'extraction du bois : une comparaison (page 10) :

Les volumes des noyaux de viabilité (Tableau 2) représentent le nombre d'états forestiers capables de soutenir soit la diversité soit l'extraction du bois avec la gestion appropriée. La différence de taille entre les deux (26 000 états pour la diversité et 1,06 million pour l'extraction du bois) a montré que nos contraintes de diversité imposaient plus de restrictions que les contraintes d'extraction du bois. En termes pratiques, cela signifie que la majorité des états (98 %) peuvent maintenir indéfiniment l'extraction de 30 m³/ha de bois de grande taille tous les dix ans, alors qu'une minorité d'états (2 %) peut maintenir les contraintes de diversité plus exigeantes.

Nous avons ensuite caractérisé davantage les états forestiers en les projetant dans l'espace métrique (Figure 3). Les états dans le noyau de viabilité associé aux contraintes d'extraction du bois (points rouges dans Fig 3,A) présentaient une large gamme de caractéristiques, ces états variaient considérablement en termes de composition d'espèces, de diversité verticale et de surface terrière. Au sein du noyau de viabilité associé aux contraintes de diversité (points bleus et verts dans Fig 3,B), les états démontraient des caractéristiques plus spécifiques. Ces spécificités étaient inhérentes, étant donné qu'elles doivent adhérer aux contraintes sur la diversité. Mais les figures ont également montré que les forêts caractérisées par une surface terrière exceptionnellement élevée, un indice de Shannon et un indice de Shannon vertical (environ 400, 1 et 1,5 respectivement) n'étaient pas incluses, même si elles étaient viables pour l'extraction du bois (Fig 3,A). Les forêts densément peuplées avec ces caractéristiques particulières ne maintenaient pas leur état dans la contrainte de diversité sur une période de gestion de 10 ans, malgré le fait qu'elles répondent initialement aux contraintes.

Les volumes des noyaux de viabilité (Tableau 2) représentent le nombre d'états forestiers capables de soutenir soit la diversité soit l'extraction du bois avec la gestion appropriée. La différence de taille entre les deux (26 000 états pour la diversité et 1,06 million pour l'extraction du bois) a montré que nos contraintes de diversité imposaient plus de restrictions que les contraintes d'extraction du bois. En termes pratiques, cela signifie que la majorité des états (98 %) peuvent maintenir indéfiniment l'extraction de 30 m³/ha de bois de grande taille tous les dix ans, alors que seule une minorité d'états (2 %) peut maintenir les contraintes de diversité plus exigeantes. Nous avons ensuite caractérisé les états forestiers plus avant en les projetant dans l'espace métrique (Figure 3). Les états dans le noyau de viabilité associé aux contraintes d'extraction du bois (points rouges dans Fig 3,A) ont montré une large gamme de caractéristiques, ces états variaient significativement en termes de composition des espèces, de diversité verticale et de surface terrière. Au sein du noyau de viabilité associé aux contraintes de diversité (points bleus et verts dans Fig 3,B), les états ont démontré des caractéristiques plus spécifiques. Ces spécificités étaient inhérentes, étant donné qu'elles doivent adhérer aux contraintes sur la diversité. Mais les figures ont également montré que les forêts

caractérisées par une surface terrière exceptionnellement élevée, un indice de Shannon et un indice de Shannon vertical (environ 400, 1 et 1,5, respectivement) n'étaient pas incluses, même si elles étaient viables pour l'extraction du bois (Fig 3,A). Les forêts densément peuplées avec ces caractéristiques particulières ne maintenaient pas leur état dans la contrainte de diversité sur une période de gestion de 10 ans, malgré la satisfaction initiale des contraintes.

Contraintes | État | État post-contrôle | État de contrôle | Association

--- | --- | --- | --- | ---

États étudiés | 1,12 M

États dans le noyau de viabilité d'extraction | 1,06 M

États dans le noyau de viabilité de diversité | 26 000

États dans les deux noyaux de viabilité | 17 000

Tableau 2 : Nombre d'états étudiés et dans les différents noyaux de viabilité. Les nombres sont arrondis et les états dans les deux noyaux de viabilité représentent l'intersection entre les deux autres ensembles.

Les états partagés (points bleus dans Fig 3,B) dans les deux noyaux de viabilité ont indiqué le potentiel de coexistence de la biodiversité et de l'extraction durable du bois. Cependant, l'incapacité à déterminer des trajectoires avec les deux contraintes a impliqué que les conditions forestières, initialement soutenant les deux, sont finalement devenues incompatibles, nécessitant un choix stratégique dans les pratiques de gestion pour soutenir soit la biodiversité soit l'extraction du bois.

3.3 États dans les deux noyaux de viabilité et contraintes d'extraction : états critiques.(page11)

Figure 4 : États critiques et divergence des états finaux. A : Représentation des états critiques dans l'espace métrique. B : Représentation des états à t+10 après le choix d'une trajectoire de diversité (vert) ou d'une trajectoire

d'extraction (rouge). La surface terrière est en m^2/ha , l'indice de Shannon est sans dimension. Explorer les états partagés a fourni quelques aperçus sur le compromis entre diversité et extraction du bois. Parmi eux, certains possédaient des contrôles communs viables à la fois pour la diversité et l'extraction du bois. Cependant, les plus intéressants étaient ceux n'en présentant aucun. À ce stade, un choix est nécessaire entre les deux contraintes et impliquera différentes trajectoires de gestion. Il y a 7 000 de ces états critiques parmi les 17 000 dans les deux noyaux de viabilité. Ces états critiques manquent de contrôles partagés, présentant des scénarios où aucune stratégie commune ne pourrait exister (Figure 4). L'étude du contrôle respectif (c'est-à-dire, nombre de tiges coupées pour chaque espèce dans la catégorie de bois très grand) n'a montré aucun motif clair pour discriminer entre les deux. C'est la combinaison spécifique d'un état et un contrôle qui le rendent critique et non pas un type spécifique de contrôle. Pour comprendre la dynamique suivant les deux contrôles, l'état final après 10 ans a été tracé (Fig 4. B). Les états après un contrôle orienté diversité présentent une surface terrière inférieure par rapport à ceux après un contrôle orienté extraction. Pour étudier ces différentes trajectoires, nous nous sommes concentrés sur un cas particulier. Un état critique a été choisi aléatoirement et les trajectoires associées sont montrées dans les Figures 5 et 6.

3.4 État critique et les trajectoires suivantes : une étude de cas

Nous avons analysé diverses trajectoires partant d'un état critique. Nous les avons extraites du noyau de viabilité avec des contraintes d'extraction du bois (Fig. 5,A2) et du noyau de viabilité avec des contraintes de diversité (Fig. 6,A2). Les contrôles extraits de ces trajectoires représentaient le nombre de tiges laissées sur le peuplement après l'intervention. Ces contrôles ont été appliqués au modèle forestier, et la dynamique forestière résultante est présentée dans les Figures 5,A1 et 6,A1. Opter pour un contrôle basé sur ce qui reste sur le peuplement nous a permis d'appliquer la trajectoire résultante à la dynamique du modèle, assurant que nos métriques choisies restent au-dessus de nos contraintes (Fig. 5,B et 6,B). L'incompatibilité entre l'extraction et la diversité était évidente, car la trajectoire nécessitant des contraintes de diversité impliquait aucune coupe après 50 ans, tandis que la trajectoire d'extraction nécessitait de couper presque un tiers de la couche des arbres très grands (voir les Figures 5 et 6), résultant en un peuplement avec une faible uniformité verticale. Malgré ces résultats, les métriques de trajectoire (lignes) ne correspondaient pas exactement à celles de l'algorithme de

viabilité (points). Il y avait une divergence progressive de la trajectoire du modèle au fil du temps, indiquant des instances où le modèle s'écarte lentement d'une trajectoire viable.

Page 13 et 14

4 Discussion

Nos résultats ont montré une incompatibilité claire entre nos contraintes de diversité et d'extraction du bois, due à une incompatibilité entre la diversité verticale et l'extraction du bois. Cependant, en les considérant séparément, nous avons pu définir des trajectoires viables pour les deux. Ces trajectoires, définies en choisissant le contrôle comme le nombre de tiges laissées sur le peuplement, étaient capables de maintenir nos contraintes sur une période de 100 ans. Mais une divergence entre la dynamique du modèle et l'algorithme de viabilité était apparente sur le long terme.

4.1 Incompatibilités entre diversité et extraction du bois

La première et principale chose que nos analyses ont révélée est l'impossibilité de satisfaire les deux objectifs en même temps. Cela peut être dû à plusieurs facteurs, le premier étant les limites de nos analyses. La première étant que la gestion, comme le reste du modèle, était discrétisée dans notre grille, signifiant que la coupe minimale était de 25 tiges. Cela limite clairement les possibilités de gestion, et impose une intensité d'exploitation très élevée (IGN 2023). Deuxièmement, la diversité verticale sur simplement 3 couches plus la limitation supplémentaire de la coupe sur la couche supérieure pourrait conduire à l'incompatibilité entre l'extraction du bois et l'uniformité verticale. Une autre possibilité est la

fréquence de contrôle, qui pourrait être trop basse pour pouvoir contrôler la dynamique de la forêt. Enfin, si certains états montrent une compatibilité à un certain moment, un rapide survol de plusieurs trajectoires a montré que quelques états stables semblent attirer la dynamique dans chaque noyau de viabilité et ce sont des états où les deux contraintes ne sont pas satisfaites. Ces états peuvent provenir de la discrétisation de notre système et peuvent disparaître avec une grille plus fine. Cependant, il est également possible qu'ils soient de réels attracteurs de la dynamique et que le système ne soit pas viable à long terme avec le type de contrôle appliqué ici.

4.2 Gestion

Une approche alternative serait d'extraire le contrôle comme le nombre de tiges retirées du peuplement (Fig. S.4 et S.5). Cependant, pour des raisons techniques, utiliser le contrôle basé sur ce qui reste sur le peuplement nous permet de rester plus proche de la dynamique du modèle. Ce choix corrige la divergence entre le modèle et les dynamiques simulées introduites par la discrétisation nécessaire pour l'analyse de viabilité. Comparativement, utiliser le contrôle comme les tiges extraites s'écarte davantage de la dynamique du modèle. En fait, avec le choix alternatif (voir Annexe B), la trajectoire est viable avec l'algorithme, mais pas avec la dynamique du modèle. Cela souligne l'importance de définir comment la coupe est définie. Ce choix pose non seulement des défis techniques dus à l'approximation mais incite également à un changement de perspective. Bien que des corrections potentielles puissent survenir grâce à une meilleure discrétisation, cela incite également à des réflexions plus larges sur la manière dont nous interprétons et utilisons les résultats de telles analyses. Peut-être, se concentrer sur ce que nous laissons pourrait être une approche plus significative pour trouver une dynamique souhaitable, reconnaissant que ce qui reste façonne la trajectoire de la dynamique subséquente.

Avec ce contrôle, la méthode est prometteuse, indiquant que le noyau de viabilité sert d'approximation solide de la dynamique du modèle et peut

être utilisé pour extraire des contrôles applicables à la dynamique du modèle. Ceci est une nouvelle manière de définir des trajectoires, différente de l'optimisation que l'on peut trouver par d'autres algorithmes (Sinha et al. 2017) car elle permet de définir de multiples trajectoires tout en atténuant les résultats négatifs.

4.3 Limitations de l'étude et directions futures

Cependant, pour pouvoir tirer des conclusions précises de nos résultats et définir la voie à suivre, four limits must be addressed

4.3.1 Modèle

Le modèle que nous avons utilisé est une représentation très simplifiée de la dynamique forestière. Il était basé sur de nombreuses hypothèses et simplifications. Une paramétrisation plus approfondie aurait pu être réalisée grâce à des approches basées sur les données et des analyses de sensibilité sur chaque paramètre. Notre paramétrisation est basée sur un modèle (ForCEEPS) qui lui-même n'est pas une représentation parfaite de la réalité et possède ses propres biais. Un modèle plus fiable nous aurait permis d'utiliser plus d'espèces dans les analyses précédentes. L'inclusion de plus d'espèces et de couches serait essentielle pour discuter réellement de la diversité. De plus, la complexification de la pratique de gestion aurait également été nécessaire pour englober toutes les possibilités; telles que les pratiques de plantation, qui abordent directement les questions liées au choix des espèces et au renouvellement face au changement climatique. La dynamique complexe de la sélection des espèces devenant une considération cruciale, offrant des avantages potentiels dans le contexte de la gestion des plantations forestières (Brockhoff et al. 2008). Malgré ces limitations, le modèle sert de bon point de départ, nous permettant de souligner les défis techniques inhérents à ces analyses, y compris les coûts de calcul et la taille de la grille. L'incorporation de variables d'état nécessiterait des améliorations du matériel et des algorithmes, impliquant le partitionnement, l'utilisation des GPU, des langages de programmation plus rapides... (Brias, Mathias, et Deffuant 2016).

4.3.2 Résolution de la grille des analyses de viabilité

Le coût de calcul de nos analyses a limité le nombre d'états forestiers émulés, conduisant à une reproduction imparfaite de notre dynamique de modèle avec la résolution de grille utilisée. Utiliser une faible résolution peut conduire à des trajectoires viables avec la grille mais pas avec le modèle. Pour valider notre approximation du noyau de viabilité, une analyse de sensibilité à la taille de la grille est cruciale. Un resserrement préalable pendant l'étude a déjà montré de meilleurs résultats. Le pousser plus loin pourrait aider à quantifier l'erreur résultant de cette approximation, fournissant des aperçus sur la fiabilité de nos résultats et aidant à atteindre la convergence (Saint-Pierre 1994). L'autre limite de la grille est le réalisme des états forestiers que nous avons présentés dans l'étude. La grille a été définie pour pouvoir représenter une large gamme d'états forestiers, mais pas de manière réaliste en termes de structure forestière. Cela est nécessaire pour l'algorithme utilisé et de futurs travaux pourraient se concentrer sur les états forestiers réalistes ainsi que sur une gestion forestière plus réaliste.

4.3.3 Contraintes

Les contraintes choisies pour notre modèle, se concentrant sur la diversité et l'extraction du bois, ne sont pas exhaustives, car d'autres fonctions de l'écosystème auraient pu être considérées. Comprendre la multifonctionnalité nécessite l'utilisation de métriques plus diverses et des recherches supplémentaires sur les liens entre ces métriques et les fonctions et services associés, nous permettant de les utiliser comme des proxies.

4.3.4 Métriques

Le choix des métriques représentant les caractéristiques forestières a un impact significatif sur nos conclusions. Des tests de sensibilité pour valider les métriques choisies comme proxies pour la richesse des espèces sont cruciaux, car les conclusions tirées, qu'elles soient liées à la composition

ou à la diversité verticale, dépendent de ces métriques (Jucker et al. 2016; Guldin 1996; Nolet et al. 2018).

4.4 Conclusion et travaux futurs

Notre objectif était de définir des trajectoires viables pour la gestion forestière, et de comparer les implications de la gestion pour la diversité ou pour l'extraction du bois. Bien qu'il existe des voies pour affiner et améliorer la précision de nos résultats, comme discuté précédemment, nos méthodes ont révélé des aperçus prometteurs. La capacité de prédire une séquence d'interventions qui peuvent soutenir un peuplement dans un état souhaitable pour différentes contraintes est un accomplissement notable. Cela a également révélé les compromis entre la diversité et l'extraction du bois, et la nécessité de faire des choix stratégiques dans la gestion forestière. D'autres analyses pourraient également être effectuées à partir d'ici, comme la définition de cartes de chemins d'adaptation dynamique pour des applications plus pratiques. La validation par l'application de trajectoires de contrôle à des modèles mécanistes fournirait des aperçus cruciaux sur la transférabilité de nos conclusions. Pour faire avancer ce travail, une amélioration parallèle de l'enrichissement du modèle, l'exploration de métriques supplémentaires et des améliorations techniques (algorithmes et matériel) sont impératives, jetant les bases de futurs progrès dans les stratégies de gestion forestière.