



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

QUANTIFICATION DES ÉCARTS DE VOLUMES DE BOIS ENTRE CEUX
PRÉVUS PAR LES COURBES DE RENDEMENT UTILISÉES DANS LE
CALCUL DE POSSIBILITÉ FORESTIÈRE ET CEUX DISPONIBLES À LA
RÉCOLTE DANS UN AVENIR RAPPROCHÉ

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR

YOUSSEF KRAIDA

DÉCEMBRE 2023

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma reconnaissance et mes vifs remerciements à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à sa réalisation. Je souhaite d'abord remercier le programme de bourses MITACS pour le soutien financier qui m'a permis de concrétiser ce projet de recherche en écologie. Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance envers mon directeur Osvaldo Valeria, et mon codirecteur Alain Leduc, pour leurs conseils, leur guidance et leur disponibilité inébranlable. Je suis honoré d'avoir eu l'opportunité de bénéficier de leurs connaissances et leur expertise. Un immense merci, également, à Claude-Michel Bouchard, son expertise et son dévouement ont pu créer un environnement propice à la recherche et ont grandement contribué à la réussite de mon projet. Un merci particulier à Patrick-Nino Oloumane, pour son soutien sur le terrain. Son implication active a été un atout précieux dans la réalisation de ce projet de recherche, et je suis reconnaissant pour l'énergie positive qu'il a apportée à ce projet. Je souhaite également exprimer ma sincère reconnaissance envers notre partenaire, la compagnie West Fraser. Son soutien financier et son engagement dans l'appui de la recherche scientifique sont d'une valeur inestimable. Je souhaite exprimer ma profonde gratitude à Stéphane Lépine et à toute sa famille. Son amitié et son soutien inconditionnel ont été une source de réconfort tout au long de ce parcours académique ainsi que mon intégration dans la société québécoise. Je suis reconnaissant pour le rôle important qu'il a joué dans cette aventure. Enfin, un remerciement très spécial pour mes parents, frères et sœur. Aucun remerciement ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices qu'ils ont consentis pour mon instruction et mon bien être. Je les remercie pour tout le soutien et l'amour qu'ils m'ont porté depuis mon enfance et j'espère que leur bénédiction m'accompagne toujours. Merci à tous ceux que j'ai oubliés.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	viii
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Mise en contexte et problématique	1
1.2 État des connaissances	3
1.2.1 Historique de la gestion forestière au Québec	3
1.2.2 Calcul de possibilité forestière.....	5
1.2.3 Modèles de croissance et de rendement des peuplements	10
1.2.4 Dynamique des peuplements de la forêt boréale mixte	12
1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses	15
CHAPITRE II QUANTIFICATION DES ÉCARTS DE VOLUMES DE BOIS ENTRE CEUX PRÉVUS PAR LES COURBES DE RENDEMENT UTILISÉES DANS LE CALCUL DE POSSIBILITÉ FORESTIÈRE ET CEUX DISPONIBLES À LA RÉCOLTE DANS UN AVENIR RAPPROCHÉ.....	17
2.1 Résumé	18
2.2 Introduction.....	19
2.3 Méthodologie.....	21
2.3.1 Territoire d'étude.....	21
2.3.2 Localisation des premiers secteurs de récolte	24
2.3.3 Critères de regroupement des placettes d'échantillon.....	25
2.3.4 Inventaire des placettes échantillons	26
2.3.5 Approche statistique.....	30
2.4 Résultats.....	32
2.4.1 Évaluation qualitative de la justesse des courbes de croissance retenue dans le modèle Woodstock aux mesures provenant des inventaires	32

2.4.2	Analyse des résidus et quantification des écarts entre les volumes observés et ceux prédits par les courbes de rendement utilisées dans le CPF (2010-2015).....	35
2.5	Discussion.....	37
2.6	Conclusion.....	42
	CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE	44
	ANNEXE A	46
	ANNEXE B.....	47
	LISTE DE RÉFÉRENCES	49

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Principales étapes du calcul des possibilités forestières	9
1.2 Exemple d'une courbe d'évolution (en brun) d'une série d'aménagement issu de modèle de régression sur les courbes de croissance des placettes de 2 strates d'aménagement (Poulin, 2013).....	10
2.1 Localisation de sites d'étude dans la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (FERLD). Les polygones en vert délimitent les secteurs d'intérêt (anciennes coupes ou plantations). Les points en couleurs dégradés indiquent l'âge des peuplements au moment de l'inventaire forestier.	24
2.2 Le panneau (A) décrit la représentativité des séries d'aménagement à l'échelle de la FERLD (voir Annexe A pour les détails de codes). Le panneau (B) suit la même logique, et il décrit cette représentativité à l'échelle de l'échantillon. La couleur vert pâle met en évidence les séries en commun entre le territoire de la FERLD et l'échantillon (Plr : Plantation résineuse, PePe : Peupleraie, Plm : Plantation mélangée, BpPeSb : Bétulaie blanche à peuplier et à sapin baumier, SbSbBp : Sapinière à bouleau blanc, BpBpPg : Bétulaie blanche à pin gris, PgPg : Pinède grise, SbSbpe : Sapinière à peuplier, BpPeRx: Bétulaie blanche à peuplier et a résineux).	27
2.3 Distributions des volumes (m ³ /ha) observés dans les placettes-échantillons (points) en fonction de l'âge, toutes essences confondues, dans chaque série d'aménagement. Les courbes traduisent l'évolution du volume prédit par les courbes de rendement utilisées dans le CPF en fonction de l'âge, toutes essences confondues, dans chacune des séries d'aménagement. Les nombres entre parenthèses représentent la contribution de la série d'aménagement au volume total à maturité dans la zone à l'étude.	33
2.4 Volume observé (m ³ /ha) en fonction du volume prédit par les courbes de rendement utilisées dans le CPF (2010-2015), toutes essences confondues, pour chacune des séries d'aménagement. La ligne en gris représente la 1re bissectrice. Les bandes grises délimitent l'intervalle de confiance au seuil $\alpha = 0,05$	34

- 2.5 Distribution des écarts (m^3/ha) (points) entre les valeurs de volumes observés et de volumes prédits par les courbes de rendement utilisées au CPF pour chaque série d'aménagement. Les lignes horizontales pointillées représentent les limites de confiance des écarts. Les lignes discontinues représentent l'écart moyen. Les bandes grisées délimitent l'intervalle de confiances de l'écart moyen au seuil $\alpha = 0,05$. Les étoiles indiquent une différence significative entre l'écart moyen et la valeur 0. 36

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Superficie (ha) par composition et classes d'âge présentes dans la portion sous aménagement (Source : Possibilité forestière de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet, université du Québec en Abitibi-Témiscamingue 2010-2015).....	23
2.2 Superficie de séries d'aménagement identifiées dans la zone d'analyse. Pour une description du nom du regroupement, se référer à l'Annexe B.	28
2.3 Nombre de placettes, nombre de tiges (tiges/ha) et volume moyen (m ³ /ha) (minimum - maximum, entre parenthèses) et par groupe d'essence pour chaque série d'aménagement. Les codes BOP, PEUP, SEPM et TO représentent les groupes d'essence (BOP : groupe des Bouleaux à papier (blanc); PEUP : groupe de peupliers ; SPEM: sapin baumier, pins, épinettes et mélèze ; THO: Thuya occidental). Les séries d'aménagement sont nommées selon leurs origines soient la coupe totale (Ct) ou la plantation (Pl) et la principale essence prévue produite à maturité commerciale.	29
2.4 Écarts (m ³ /ha) à l'espérance (0) et écarts entre les limites de concordance à 5 – 95% des prévisions des courbes de rendement utilisées au CPF, toutes essences confondues, pour chaque série d'aménagement.	37

RÉSUMÉ

La planification forestière au Québec est arrivée à un point d'inflexion déterminant en passant des étendues de forêts naturelles à un paysage forestier marqué d'une empreinte d'interventions humaines. En termes d'approvisionnement en matière ligneuse, cette transition constitue le socle de la planification forestière. Le calcul de possibilités forestières (CPF) est à son tour, le moteur de l'industrie forestière. Ce calcul influence largement les orientations et les politiques forestières et occupe une place centrale dans le processus de la planification forestière. C'est un exercice de modélisation qui permet de déterminer les quantités de bois annuelles qu'on peut récolter de manière durable. Il est alimenté de différentes sources d'information à savoir : les inventaires terrain, la stratification des peuplements forestiers, les modèles de croissance et de rendements qui projettent le volume dans le temps et les stratégies sylvicoles. Le choix des modèles de croissance ou de rendement influencerait largement les résultats du calcul. L'objectif de cette étude était de quantifier les écarts entre les volumes prédits par les courbes de rendement utilisées dans le CPF (2010-2015) de la FERLD et les volumes réellement rencontrés sur le terrain. Pour cela, tous les peuplements ayant fait l'objet d'une coupe dans le passé et qui date des années 80-90 ont été sélectionnés. Ensuite, on a suivi la même démarche utilisée dans le CPF (2010-2015) afin d'identifier les séries d'aménagement. Deux approches d'évaluation ont été utilisées. Une approche dite qualitative à l'aide des sorties graphiques et une autre quantitative à travers des approches statistiques afin de quantifier, pour chaque série d'aménagement, l'écart entre le volume prédit par la courbe de rendement assignée à la série et le volume réel rencontré sur le terrain. Nos résultats montrent que les estimations du volume par les courbes de rendement utilisées dans ce calcul sont relativement cohérentes pour 5 séries d'aménagement sur 8, à savoir : Pl Pin gris, Ct tremblaie, Ct forêt mélangée, Pl Épinette blanche et les Pl de mélèze. Ces séries contribuent ensemble à 66% des volumes à maturité. Nous avons également dressé un portrait général des principales sources d'incertitude qui encombreront ce calcul. Plus précisément, les sources d'incertitude sont liées à : l'inventaire terrain, la stratification des peuplements forestiers, le regroupement des strates d'inventaire en strates d'aménagement puis en séries d'aménagement et les modèles de croissance et de rendement qui permettent de projeter le volume dans ces séries à la suite d'un traitement sylvicole. Il convient de souligner que notre étude, en nous appuyant sur la littérature existante, s'est principalement axée sur la discussion de ces sources d'incertitudes sans en procéder à une analyse formelle. Le suivi rigoureux d'une telle démarche est essentiel afin de valider les modèles utilisés et garantir à long terme l'approvisionnement de l'industrie.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte et problématique

La forêt boréale est le deuxième biome forestier le plus étendu au monde (Hansen et al., 2010) où sa dynamique est modélisée par les conditions environnementales et les perturbations naturelles, telles que les feux, les épidémies d'insectes et les maladies (Hunter, 1999 ; Stocks et al., 2002 ; Flannigan et al., 2005 ; Gauthier et al., 2008a). En outre, l'aménagement forestier, à travers ses multiples stratégies sylvicoles, est devenu une source de perturbation importante qui doit être prise en considération afin de maintenir l'intégrité des écosystèmes forestiers. Dans cette perspective, la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier accorde une grande importance à l'aménagement écosystémique (AE) afin que ce concept soit la pierre angulaire de la gestion durable des forêts publiques du Québec. Selon Gauthier et al. (2008a), l'aménagement écosystémique est une approche d'aménagement qui vise à réduire les écarts entre les forêts préindustrielles et celles aménagées dans une perspective de maintenir la biodiversité et les fonctions écologiques fondamentales des écosystèmes forestiers.

En 2015, la stratégie d'aménagement durable des forêts québécoises a relevé un certain nombre de défis pour la mise en œuvre de l'aménagement durable des forêts, entre autres, le maintien d'un milieu productif et créateur de richesses diversifiées. Dans ce sens, le ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) a suggéré la révision du processus de calcul des possibilités forestières (CPF) afin d'assurer une production soutenue des biens et services des écosystèmes forestiers en adéquation avec les principes de l'aménagement forestier durable. La possibilité forestière à rendement

soutenu est le volume de bois qui peut être récolté à perpétuité sans pour autant diminuer la capacité productive de nos forêts (Côté, 2003). Elle définit également le niveau de récolte permettant de maintenir un potentiel de récolte stable dans le temps (Coulombe, 2004).

Cependant, le passage d'une foresterie basée sur l'exploitation des peuplements naturels, c'est-à-dire issus de perturbations naturelles, principalement les feux, à une foresterie s'approvisionnant de plus en plus de peuplements issus de coupe suscite l'attention de plusieurs scientifiques notamment en matière de croissance et de rendement de ces derniers. En effet, la prévisibilité de l'approvisionnement est une notion fréquemment invoquée comme condition nécessaire aux investissements et à la rentabilité de l'industrie forestière. Le rendement des forêts est généralement prédit par des modèles élaborés à partir des données provenant de peuplements issus de perturbations naturelles, ce qui peut limiter leurs utilisations dans le contexte de forêts ayant été aménagées.

L'âge des arbres et des peuplements forestiers est d'une importance primordiale dans l'évaluation de leurs productivités. En effet, l'âge est utilisé comme variable explicative dans plusieurs outils de gestion tels que, les modèles des croissances (Exemple : les modèles empiriques de croissance et de rendement (Boudoux, 1978 ; Pothier & Savard, 1998), NATURA-2009 (Pothier & Auger, 2011)) et les indices de qualité de station (IQS), c.-à-d. la hauteur atteinte par un arbre à un âge de référence. Or, la détermination de l'âge des arbres n'est pas évidente et est sujette à diverses erreurs. Ceci diffère d'une essence à une autre. Certaines études ont montré que la sous-estimation de l'âge peut attendre plus que 20 ans chez le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Miller) (Parent et al., 2002), 26 ans chez l'épinette de Norvège (*Picea abies* L. Karst) (Niklasson, 2002) et 20 ans chez l'épinette noire (*Picea mariana* [Miller] BSP) (DesRochers & Gagnon, 1997).

D'une manière générale, l'âge mesuré des peuplements ne coïncide pas nécessairement avec leurs âges réels, c.-à-d. le temps, depuis le dernier feu (Bertrand et al., 1992 ; Marchand & Desrochers, 2016). Conséquemment, les volumes récoltés proviennent souvent de peuplement ayant un âge plus avancé que l'âge d'exploitabilité absolue, c.-à-d. la période ou le nombre d'années nécessaires pour mener une production forestière à sa maturité commerciale. Il se situe généralement entre 70 et 90 ans en sapinière à bouleau blanc, ce qui est susceptible de générer plus de volume sur pied ou encore davantage de grosses tiges. En ce sens, plusieurs interrogations se posent quant aux volumes prévus disponibles des peuplements de seconde venue qui pourraient alors être moindres qu'espérés. Cette estimation est intégrée dans le CPF, ce qui pourrait conduire à de mauvaises décisions en termes de planification forestière.

1.2 État des connaissances

1.2.1 Historique de la gestion forestière au Québec

Le Canada a été toujours considéré comme un pays exportateur des produits forestiers par excellence. Avec plus de 347 millions d'hectares de forêts dont 78% sont situées dans la zone boréale, le Canada dispose de 9% des forêts du monde (Ressources Naturelles Canada, 2020). En 2018, le secteur forestier a créé 204 555 emplois directs et a contribué à la hauteur de 23,7 milliards de dollars au produit intérieur brut nominal du Canada (Ressources Naturelles Canada, 2020). Mis à part le rôle primordial de la forêt canadienne dans le développement et la création de la richesse économiques, elle procure également d'autres biens et services intangibles tels que les services écosystémiques. La forêt canadienne marque l'histoire, la culture, les valeurs et l'identité de la société canadienne. L'arrivée des colons européens à partir du XVII^e siècle a donné une autre dimension à cette relation Homme-forêt. Ainsi, l'exploitation

des forêts est passée d'une exploitation de subsistance à une exploitation commerciale pour répondre aux besoins des colons en termes du bois. À cette époque, aucune législation forestière sur la gestion des ressources forestières n'est en place. Les compagnies forestières continuent alors à surexploiter les forêts en entraînant ainsi une raréfaction de certaines essences tels le pin blanc (*Pinus strobus* Linné) et la diminution considérable des individus de gros diamètre. Devant cette surexploitation du capital forestier, le besoin d'instaurer une loi sur les forêts se fait sentir de plus en plus. Ce n'est qu'en 1849 que la loi sur l'administration du bois et des forêts de la Couronne est adoptée par le Canada (Gauthier et al., 2008a).

L'émergence d'autres marchés de bois, principalement celui de l'industrie papetière nécessitait d'explorer d'autres sources d'approvisionnement en bois telles que les épinettes. D'une part, les épinettes sont reconnues pour la qualité de leur fibre, d'autre part, les faibles exigences de l'industrie des pâtes à papier quant au diamètre des arbres n'ont pas constitué un frein à la récolte. Ceci a conduit à l'intensification des prélèvements du bois sur de grandes étendues. Au début du XX siècle, un cri d'alarme se lance afin de repositionner l'aménagement forestier sur les rails (Gauthier et al., 2008a). Ainsi, la notion de rendement soutenu est adoptée et constitue le pilier de l'aménagement forestier. L'aménagement à rendement soutenu vise une production du bois régulière et continue dans le temps. En 1986, la loi québécoise sur les forêts incorpore ce concept de rendement soutenu dans sa politique forestière.

Les conflits d'usage de l'espace forestier entre les différents acteurs conjugués à la généralisation des coupes à faible rétention (coupes totales, coupes avec protection de la régénération et des sols) ont engendré un changement dans la conception de l'aménagement forestier. Par ailleurs, seul un aménagement forestier intégré permettrait de répondre aux besoins diversifiés de la population tout en conservant l'intégrité et la résilience des écosystèmes forestiers. Dans cette perspective, et depuis 2013, la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier accorde une grande

importance à l'aménagement écosystémique afin que ce concept devienne la pierre angulaire de la gestion durable des forêts publiques du Québec. Selon Gauthier et al. (2008b), l'aménagement écosystémique est une approche d'aménagement qui vise à réduire les écarts entre les forêts préindustrielles et celles aménagées dans une perspective de maintenir la biodiversité et les fonctions écologiques fondamentales des écosystèmes forestiers.

1.2.2 Calcul de possibilité forestière

Le calcul des possibilités forestières (CPF) est un exercice assez difficile qui se réalise au niveau stratégique sur un long horizon temporel (150 ans). Il permet de déterminer les quantités de bois qu'on peut prélever annuellement par essence ou groupes d'essences sans diminuer la capacité productive des forêts (Duchesne & Raulier, 2004). Il est sujet à une révision périodique (5 ans) afin d'ajuster la possibilité forestière suite à l'intégration des informations et des connaissances les plus récentes portant sur les modèles de croissance, les mesures de placettes d'échantillons, les objectifs d'aménagements et les perturbations naturelles observées depuis le dernier calcul. La réalisation du CPF repose sur plusieurs composantes ou intrants, notamment les inventaires forestiers, le regroupement des strates, les courbes de croissance et de rendement, les stratégies sylvicoles et les hypothèses d'aménagement (Duchesne & Raulier, 2004 ; Doak et al., 2008). La qualité de ces intrants influence largement les résultats du CPF (Coulombe, 2004 ; Duchesne & Raulier, 2004).

Grâce au progrès informatique, différents outils d'aide à la décision ont été développés pour la résolution des problèmes de nature complexe tel le calcul des possibilités forestières à savoir : la simulation (Sylva II), l'optimisation (Woodstock et Stanley) et les techniques relatives à l'intelligence artificielle (Duchesne & Raulier, 2004). La

simulation est une méthode qui permet à l'aménagiste de tester plusieurs scénarios d'aménagement afin de retenir celui qui maximise la possibilité forestière. Elle se fait d'une manière itérative et le nombre des essais ou d'itérations dépend de la précision souhaitée. Les itérations peuvent être soit manuelles (Sylva II), soit automatisées (Stanley). Cependant, la simulation ne génère pas automatiquement une solution optimale (Davis et al., 2001). De son côté, l'optimisation est une méthode qui requiert trois types de données : les variables décisionnelles, la fonction objective et les contraintes à l'optimisation. La résolution du système d'équations se fait le plus souvent en programmation linéaire en générant une solution optimale parmi plusieurs solutions possibles (zone de faisabilité) tenant compte de plusieurs contraintes (Remsoft, 2006 ; Rodriguez-Baca et al., 2016). Dans le cas du CPF, l'optimisation permet d'estimer le volume du bois récoltable par période quinquennale (5 ans) sur un horizon de planification de 150 ans. Au Québec, le CPF est réalisé actuellement à l'aide du logiciel Woodstock/Stanley (Remsoft Spatial Planning System) fonctionnant en mode d'optimisation (Remsoft, 2006) au lieu du logiciel de simulation Sylva II. Ce choix est justifié par la capacité de Woodstock à intégrer les contraintes spatiales et économiques. D'autres provinces canadiennes ont également opté pour le logiciel Woodstock, notamment le Manitoba, la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick. Pour sa part, la Colombie-Britannique utilise un outil de simulation, soit Forest Service Simulator. Les méthodes et les approches utilisées pour le CPF varient d'un pays à un autre selon leur politique forestière. La Finlande, par exemple, utilise le logiciel MELA combinant à la fois la simulation et la programmation linéaire (Kilkki, 1986). Aux états unis on retrouve HABPLAN (Van Deusen, 2001).

Le processus du CPF passe par plusieurs étapes (Figure 1.1). La définition des strates cartographiques constitue le départ de l'exercice. Une strate cartographique regroupe les polygones qui ont la même appellation cartographique, décrivant principalement, les caractéristiques des peuplements (ex. : composition, hauteur), les conditions biophysiques (exemple : dépôt de surface), la dynamique forestière (exemple :

végétation potentielle) et l'historique des perturbations naturelles et/ou des interventions d'aménagement (ex. : origine, année d'origine) (Bureau Forestier en Chef, 2013).

La création des strates d'aménagement consiste à regrouper les strates cartographiques présentant des caractéristiques similaires et auxquelles on peut appliquer le même scénario sylvicole (Bureau Forestier en Chef, 2013). Les principaux critères de regroupements sont : type de couvert, origine et année d'origine, perturbation et année, groupe d'essence, densité, hauteur, classe d'âge, type écologique (Bureau Forestier en Chef, 2013). Il n'y a pas de règles en matière du nombre de strates à créer. Cependant, ces strates doivent rencontrer une précision sur le volume total, toute essence confondue, d'au moins 70% (Poulin, 2013). Le regroupement vise généralement à diminuer le nombre de strates tout en conservant autant que possible l'homogénéité des strates. À cet égard, l'analyste est amené à adopter des niveaux de compromis en fonction de la situation. Trois niveaux de compromis encadrant les critères de regroupement. Le 1^{er} niveau impose à l'analyste de respecter strictement les critères de regroupement, tandis que le 2^e et le 3^e niveau permettent à l'analyste d'utiliser des critères plus ou moins souples (Poulin, 2013). Ces strates d'aménagement sont ensuite rassemblées en groupes de strates. Ce regroupement est réalisé sur la base de la stratégie sylvicole. Ainsi ces groupes de strates sont relativement homogènes sur le plan de l'aménagement potentiel, leur dynamique et leur structure. Les groupes de strates auxquels on peut appliquer le même scénario sylvicole forment ce qu'on appelle une série d'aménagement (Poulin, 2013). Le scénario sylvicole est défini selon trois éléments : l'essence à promouvoir (essence principale), le régime sylvicole (mode de renouvellement d'un peuplement) et l'intensité de la sylviculture (intensif ou extensif) (Poulin, 2013).

Pour chaque série d'aménagement, la croissance des peuplements forestiers est traduite par une courbe d'évolution. Cette courbe est la moyenne des courbes de croissance de

chaque placette d'inventaire présente dans de la série d'aménagement (Poulin, 2013) (Figure 1.2). Les modèles de croissance et de rendement des peuplements utilisés dans le CPF afin de prédire l'évolution des séries d'aménagement seront traités plus loin dans le texte (1.2.3 modèles de croissance et de rendement des peuplements). Après avoir généré les courbes d'évolution, des variables de suivi sont élaborées afin de surveiller deux aspects essentiels. D'une part, l'évolution des caractéristiques forestières (ex. : volume récolté par essence au cours de la période), d'autre part, assurer le respect des seuils et cibles fixées des indicateurs de performance économiques, sociale et environnementale. Ces variables sont requises afin de définir la fonction objective et les contraintes à l'optimisation (Nappi, 2013).

Telle que mentionnée précédemment, l'optimisation est réalisée à l'aide du logiciel Woodstock. Cette étape implique de définir les variables décisionnelles, de la fonction objective et des contraintes à l'optimisation. Les variables décisionnelles décrivent les superficies qui peuvent être récoltées, par quel traitement, où et quand. La fonction objective spécifie la valeur à optimiser, qui est dans ce cas le volume de bois total récolté, toutes essences confondues. En ce qui concerne les contraintes à l'optimisation, il s'agit principalement des objectifs d'aménagement, des contraintes budgétaires, des restrictions réglementaires et opérationnelles. L'optimisation génère un calendrier d'intervention optimal sous forme d'une liste de superficies à récolter par traitement et par série d'aménagement et pour chacune des périodes du calcul (Rheault, 2013).

La spatialisation avec Stanley constitue la dernière étape du CPF, elle permet d'intégrer les contraintes spatiales (ex. : superficie maximale d'une coupe d'un seul tenant). À cet effet, une baisse de la possibilité forestière par rapport à la solution optimale pourrait être observée, car des superficies peuvent être non récoltables en réalité (Rheault, 2013).

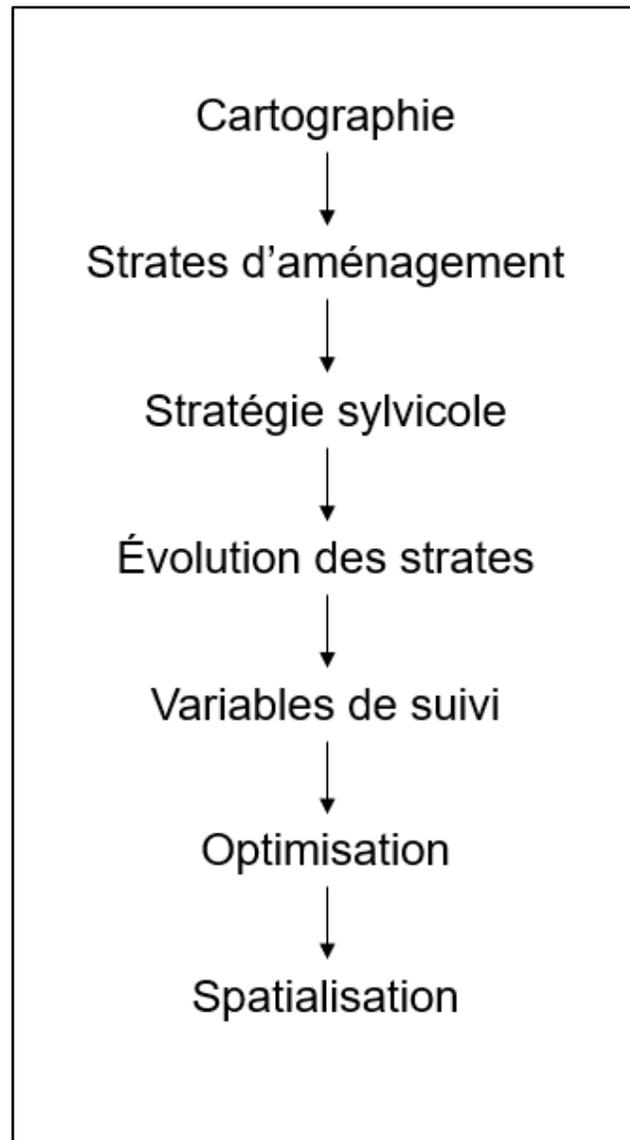


Figure 1.1 Principales étapes du calcul des possibilités forestières.

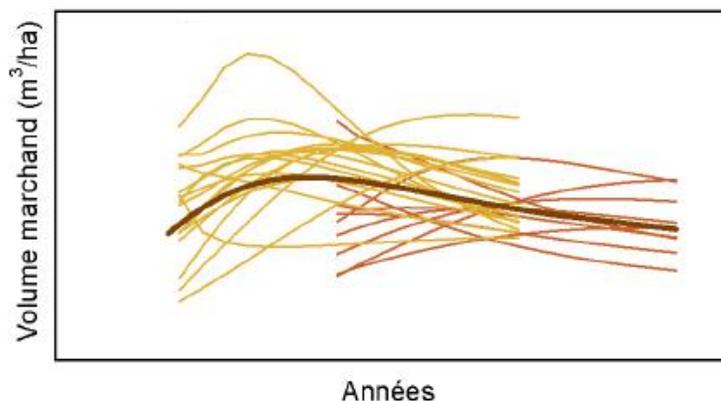


Figure 1.2 Exemple d'une courbe d'évolution (en brun) d'une série d'aménagement issu d'un modèle de régression sur les courbes de croissance des placettes de 2 strates d'aménagement (Poulin, 2013).

1.2.3 Modèles de croissance et de rendement des peuplements

Les modèles de prévision de croissance et de rendement font appel à plusieurs intrants et permettent le calcul des possibilités forestières (Fortin & Langevin, 2010 ; Pothier & Auger, 2011 ; Poulin, 2013). Les modèles de croissance se distinguent de ceux de rendement. Les premiers sont dits modèles dynamiques et permettent de prédire l'évolution d'une caractéristique dendrométrique (hauteur, par exemple) sur toute la période de projection (Weiskittel et al., 2011). Les tables de rendement, quant à elles, constituent des modèles statiques permettant d'estimer la valeur d'une variable dendrométrique (volume, par exemple) à un âge donné (Rondeux, 2021).

Les anciens modèles empiriques de croissance et de rendement (Boudoux, 1978 ; Pothier & Savard, 1998) ont été élaborés sur la base des données provenant des peuplements issus de perturbations naturelles, monospécifiques, et de structure équiennne. Pour chaque série d'aménagement, l'analyste choisit une courbe de

croissance en fonction de l'essence commerciale présente, de son âge, de son indice de qualité de station (IQS) et de son indice de densité relative (IDR) (Pothier & Savard, 1998).

À la suite des recommandations de la commission Coulombe (2004), une nouvelle génération de modèles de prévision a été mise à la disposition des aménagistes forestiers notamment, ARTEMIS-2009 (Fortin & Langevin, 2010) et NATURA-2009 (Pothier & Auger, 2011) pour remplacer les anciens modèles de croissance et de rendement (Boudoux, 1978 ; Pothier & Savard, 1998). Ce sont ces modèles qui sont actuellement utilisés pour générer les courbes d'évolutions des séries d'aménagement dans le CPF.

NATURA est un modèle de prévision du rendement à l'échelle du peuplement, élaboré par groupe d'essences (les feuillus intolérants (Fi), les feuillus tolérants (Ft), les résineux intolérants (Ri), les résineux tolérants (Rt), et le sapin baumier à l'échelle du sous-domaine bioclimatique (Poulin, 2013). L'idée derrière l'élaboration de ce modèle est de prévoir l'évolution autant des peuplements purs que des peuplements mixtes, de structure équiennne ou inéquiennne. Il s'agit d'un système formé de cinq groupes d'équations permettant de prévoir l'évolution de caractéristiques dendrométriques telles que : le nombre de tiges marchandes, le volume marchand, la surface terrière marchande, la hauteur dominante et l'indice de diversité diamétrale de Shannon (Auger et al., 2011). Il fonctionne selon un procédé itératif avec un intervalle de 10 ans. Cependant, NATURA 2014 présente quelques lacunes, notamment le regroupement des espèces qui suppose qu'à l'intérieur d'un même groupe, les espèces suivent le même patron de croissance. Ce qui n'est pas le cas en réalité. Selon Wright et al. (1998), les épinettes rouges (*Picea rubens* Sarg.) et blanches (*Picea glauca* [Moench] Voss) croissent plus vite par rapport à l'épinette noire, ce qui engendre une sous-estimation du volume des deux premières épinettes puisque le modèle NATURA 2009 leur attribue le même rythme de croissance (Pothier & Auger, 2011). En outre, le modèle

prédit la variation temporelle de la densité des tiges marchandes sans pour autant faire la distinction entre mortalité et recrutement (Pothier & Auger, 2011). Néanmoins, le modèle reste robuste dans sa globalité s'il est utilisé dans les mêmes conditions qui ont servi à son étalonnage (Pothier & Auger, 2011).

ARTÉMIS est un modèle de prévision basé sur une approche par tige individuelle, composé de six sous-modèles. Quatre sous-modèles dynamiques qui prédisent la probabilité de mortalité, l'accroissement en diamètre à hauteur de poitrine (DHP, 1,3 m), le nombre de recrues et leurs DHP. Les deux autres sous-modèles dits statiques prévoient la hauteur et le volume marchand des arbres (Fortin & Langevin, 2010). Tout comme le modèle NATURA, ARTÉMIS existe sous deux versions 2009 et 2014. Il fonctionne par itération avec un intervalle de 10 ans et il peut être utilisé d'une manière déterministe ou stochastique selon le modélisateur (Power, 2016 ; Power & Auger, 2018).

Puisque les dispositifs de données de suivi couvrent une période de 40 ans, les résultats des deux modèles, que ce soit NATURA 2014 ou bien ARTÉMIS 2014, ne peuvent être évalués au-delà de 30-40 ans (Fortin & Langevin, 2010 ; Pothier & Auger, 2011).

1.2.4 Dynamique des peuplements de la forêt boréale mixte

La forêt boréale mixte constitue une source importante d'approvisionnement en matière ligneuse. Ceci est dû à la fois à sa grande productivité et sa diversité (Chen & Popadiouk, 2002). La dynamique de ses écosystèmes est un processus complexe, assuré par des régimes de perturbations naturelles, principalement les feux, et des épidémies d'insectes, conjuguées aux perturbations anthropozoogènes (Payette, 1992 ; Morin, 1994 ; Bergeron, 2000). La dynamique des peuplements forestiers réfère au

changement temporel de la composition et de la structure du peuplement à la suite d'une perturbation (Chen & Popadiouk, 2002). En allant de l'ouest vers l'est du Québec, les précipitations augmentent et le cycle de feu devient plus long (Laquerre et al., 2009). Ceci entraîne une augmentation de la proportion des peuplements à dominance des essences feuillues de lumière, principalement le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble [*Populus tremuloides* Michaux] dans la forêt boréale de l'ouest par rapport à celle de l'Est (Grondin et al., 2003).

À partir des années 50, l'exploitation commerciale prend son essor grâce à la mécanisation des opérations forestières en devenant ainsi une source importante de perturbation (Perron et al., 2008). La coupe totale a été largement utilisée comme moyen de renouvellement des forêts du fait qu'elle émule dans une certaine mesure les patrons et les processus générés par le feu (Keenan & Kimmins, 1993 ; Brassard & Chen, 2010). Bien que plusieurs chercheurs scientifiques aient remis en question cette supposition, peu de recherches s'intéressent aux effets de ce mode de régénération à long terme. Dans un même ordre d'idées, Fourier et al. (2013) ont noté que l'impact de la coupe est beaucoup plus visible lorsque le cycle de feu est plus long que la révolution des peuplements. Le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest est caractérisé par un cycle de feux plus long et par conséquent la dynamique forestière y est assurée par des perturbations secondaires, notamment la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Heinselmann, 1981 ; Bouchard, 2008 ; Gauthier et al., 2008a).

Selon plusieurs chercheurs, les peuplements forestiers issus de feu diffèrent considérablement de ceux issus de coupe notamment en termes de composition et de structure (Carleton & Maclellan, 1994 ; Reich et al., 2001; Brassard & Chen, 2010). Le feu, en fonction de sa taille, son intervalle et sa sévérité, réinitialise le processus de succession forestière et élimine tous les arbres dominants et codominants présents sur un site donné y compris la régénération préétablie. La coupe totale ainsi que la coupe

progressive avec protection de la régénération et des sols, éliminent tous les arbres d'intérêt commercial, mais elle conserve une partie de la régénération préétablie.

En ce qui concerne la composition de la matrice forestière, les deux perturbations favorisent l'enfeuillage, c.-à-d. l'augmentation de la proportion des feuillus de lumière (Laquerre et al., 2009). D'un point de vue écophysologique, les essences forestières possèdent des mécanismes d'adaptation et de reproduction différents qui leur permettraient de recoloniser des sites perturbés. Après un feu, ce sont les espèces dites intolérantes à l'ombre telles que le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et le pin gris (*Pinus banksiana* Lambert) qui s'installent en premier (Bergeron, 2000 ; Kurkowski et al., 2008). Les autres essences tolérantes à l'ombre, tel le sapin baumier, prendront la relève lorsque les conditions de croissance deviennent favorables à leur développement. Cependant, certaines espèces de la première cohorte, tel le pin gris, réagissent mal à la coupe du fait qu'elles ont besoin du feu pour se régénérer. Contrairement, au pin gris, le sapin baumier est plus abondant après coupe puisqu'il possède une grande capacité de survie et de réaction aux ouvertures (Morris, 1948 ; Hatcher, 1960 ; Zarnovican, 1981).

Sur le plan structural, les peuplements issus de feu sont constitués principalement de deux étages où l'on peut distinguer une strate en régénération et une autre formée par les arbres morts sur pied (chicots). De son côté, la coupe donne naissance à des peuplements plus ou moins hétérogènes en termes de taille et de structure des classes d'âges (Brassard & Chen, 2010). Cette hétérogénéité résulte des arbres épargnés par la machinerie forestière ainsi que la régénération préétablie qui se rajoutent à la strate en régénération.

La dynamique des écosystèmes forestiers de la forêt boréale mixte est assez complexe. Elle dépend largement des caractéristiques intrinsèques à chaque espèce (le mode de régénération, la tolérance à l'ombre, le rythme de croissance et la longévité) en interaction avec les autres facteurs biotiques et abiotiques du milieu. Cette complexité

pose un défi de grande envergure pour les aménagistes forestiers qui doivent répondre aux besoins d'approvisionnement de l'industrie forestière tout en maintenant l'intégrité et la résilience des écosystèmes forestiers. Dans un même ordre d'idées, Ruel et al. (2013) ont soulevé l'importance de l'évaluation à long terme des effets des coupes sur la dynamique des peuplements, non seulement vis-à-vis les perspectives d'aménagement écosystémique, mais également pour assurer un flux continu en matière ligneuse. Récemment, les modes de renouvellement de ce type d'écosystèmes ont évolué et la recherche forestière s'intéresse de plus en plus à de nouveaux modes d'intervention sylvicole basés sur la dynamique naturelle de ces peuplements. À ce titre, les coupes partielles à différentes intensités de prélèvement semblent constituer une bonne alternative pour régénérer les peuplements mixtes, au moins sur le plan écologique (Gendreau-Berthiaume et al., 2012 ; Ruel et al., 2013). Le degré d'ouverture dépend de plusieurs facteurs tels que la dynamique de la régénération, la croissance des tiges résiduelles et les régimes thermiques et hydriques. Pothier et al. (2003) ont noté que la coupe partielle, avec un prélèvement de 50% de la surface terrière, permettrait de contrôler le drageonnement tout en favorisant la régénération résineuse. Toutefois, le coût engendré par l'utilisation des coupes partielles est très élevé par rapport à la coupe avec protection de la régénération et des sols (Pasturel, 2013).

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses

En sapinière à bouleau blanc, la révolution forestière est relativement longue, près de 60-70 ans. Cela signifie qu'il faille attendre quand même longtemps avant de pouvoir vérifier la justesse des temps réels de retour des volumes marchands après coupe. En comparant la compilation des données d'inventaire dans des peuplements ciblés

comme disponibles à la récolte dans un avenir rapproché (moins de 15 ans) aux CPF réalisé via Woodstock, il sera possible de vérifier cette estimation. Ainsi, l'objectif général est de vérifier si les volumes prévus comme disponibles à la récolte par les courbes de rendement utilisées dans le CPF correspondent à ceux rencontrés sur le terrain. Pour se faire, nos objectifs spécifiques sont de :

- Localiser les chantiers de coupe de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) ayant subi une coupe et qui seront la cible d'une deuxième récolte.
- Compiler les informations des inventaires disponibles pour ce chantier.
- Construire les mêmes strates d'aménagement utilisé lors du calcul du CPF afin de positionner les volumes observés sur le terrain sur les courbes de rendement.
- Comparer ces volumes totaux à ceux prédits par les courbes de rendement utilisées dans le CPF.

Le manque d'informations sur le développement et l'évolution des peuplements issus de coupe, conjugués à la généralisation d'utilisation des modèles de croissance, largement calibrés et étalonnés dans des peuplements issus de perturbations naturelles pour prédire l'évolution des peuplements aménagés, nous mènent à anticiper que les volumes marchands prévus par Woodstock pourraient être supérieurs à ceux observés sur le terrain, ce qui entraînerait par conséquent un effet négatif sur les volumes de récolte future à la FERLD. Le volume de récolte actuellement disponible pourrait cependant être supérieur pour certains groupes d'essence, notamment les feuillus, indiquant, dans ce cas, une sous-estimation de la productivité réellement atteinte dans la FERLD.

CHAPITRE II

QUANTIFICATION DES ÉCARTS DE VOLUMES DE BOIS ENTRE CEUX PRÉVUS PAR LES COURBES DE RENDEMENT UTILISÉES DANS LE CALCUL DE POSSIBILITÉ FORESTIÈRE ET CEUX DISPONIBLES À LA RÉCOLTE DANS UN AVENIR RAPPROCHÉ

Youssef KRAIDA^{1,2}, Alain LEDUC^{2,3}, Osvaldo VALERIA^{1,2}

¹ Institut de recherche sur la forêt. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc. J9X 5E4

² Chaire en Aménagement Forestier Durable UQAT-UQAM. 445, boul. de
l'Université, Rouyn-Noranda, Qc. J9X 5E4

³ Université du Québec à Montréal. 05 rue Sainte-Catherine Est, Montréal, QC H2L
2C4

2.1 Résumé

Le calcul de la possibilité forestière est un outil d'analyse permettant de guider l'aménagement des forêts publiques au Québec. Le territoire de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) constitue une opportunité d'évaluer le résultat de telles prédictions puisque les peuplements qui ont été aménagés dans les années 80-90 seront bientôt disponibles à la récolte. En effet, en 2008, un calcul de possibilité forestière (CPF) pour la période 2010-2015 a été réalisé pour le territoire de la FERLD en utilisant le logiciel Woodstock afin de projeter les effets de l'aménagement sur les peuplements de seconde venue. L'objectif de la présente étude était de comparer les volumes estimés sur le terrain aux projections des courbes de rendement utilisées dans ce calcul. Les peuplements, issus de coupe et qui datent de 28-40 ans, ont été visités et ont fait l'objet d'une compilation par groupe d'essence en suivant la même démarche et en gardant les mêmes critères de regroupement des strates utilisés lors du CPF (2010-2015). Cet exercice a généré 8 séries d'aménagement constituant la base de comparaison. Ensuite, deux approches d'évaluation ont été utilisées. Une approche dite qualitative à l'aide des sorties graphiques et une autre quantitative à l'aide de mesures statistiques pour comparer, pour chaque série d'aménagement, le volume prédit par la courbe de rendement assignée à la série et le volume réel rencontré sur le terrain. Nos résultats montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les volumes réellement observés sur le terrain et les estimations du volume par les courbes de rendement utilisées lors du CPF, pour 5 séries d'aménagement sur 8, à savoir : Pl Pin gris, Ct tremblaie, Ct forêt mélangée, Pl Épinette blanche et les Pl de mélèze. Ces séries contribuent ensemble à 66% des volumes à maturité prévus au calcul. Ce genre d'exercice de confrontation des données terrain et les valeurs estimées par les courbes de rendement sont d'une grande importance afin de valider la justesse et la précision de ces courbes.

Mots-clés : planification, possibilité forestière, séries d'aménagement, rendement

2.2 Introduction

Le calcul de possibilité forestière est d'une importance capitale dans la planification forestière. Traditionnellement, ce calcul se réalisait selon trois méthodes : la méthode par contenance ou par superficie, la méthode par contenu ou par volume et la méthode combinée par superficie et par volume. La méthode par contenance est simple et permet de déterminer la superficie à couper annuellement. Or, cette méthode ne garantit pas un volume régulier dans le temps puisque les peuplements mûrs n'ont pas forcément le même rendement. De son côté, la méthode par contenu utilise le volume au lieu de la superficie. La possibilité est alors déterminée à partir du volume total. Les principales formules de calcul supportant cette méthode sont : la formule de Von Mantel, la formule autrichienne et la formule de Hanzlik. Finalement, la méthode combinée par superficie et par volume permet de pallier les inconvénients des deux méthodes précédentes. Comme son nom l'indique, c'est une méthode qui tient compte à la fois de la superficie et du volume. Au fil du temps, et grâce à l'avènement de l'informatique, les méthodes de CPF ont évolué. Dans sa forme actuelle, le CPF constitue un exercice de modélisation complexe qui sert comme outil d'aide à la décision permettant aux gestionnaires de définir des stratégies et orientations adéquates avec les principes de l'aménagement forestier durable. Il est réalisé selon une approche dite d'optimisation. Cette méthode permet de trouver une solution optimale répondant à une série de contraintes d'ordre économique, social, environnementale et opérationnelle. Le logiciel Woodstock est utilisé afin de supporter le calcul. La résolution du système d'équations se fait via la programmation linéaire. Au Québec, le Bureau Forestier en Chef (BFEC) a le mandat de déterminer les possibilités forestières. La réalisation du calcul fait appel à plusieurs intrants clés tels que : les données d'inventaire, le regroupement des strates d'inventaire en strates d'aménagement puis en séries d'aménagement et l'attribution de courbes de rendement à ces séries. À cet effet, le résultat du calcul dépendra largement de la fiabilité et la précision de ces

intrants. Toutefois, l'absence d'une méthodologie claire pour paramétrer le processus du calcul rend la tâche difficile et parfois tributaire des choix du modélisateur. Plusieurs questions se posent quant au nombre de strates, le nombre de placettes par strate et les courbes de rendement à utiliser pour simuler le développement des placettes à l'intérieur des strates.

La prévisibilité de l'approvisionnement en matière ligneuse est une notion fondamentale dans la planification forestière afin de garantir le bon fonctionnement de l'industrie forestière. De ce fait, l'amélioration de la précision des CPF devient de plus en plus une préoccupation du gestionnaire forestier dans l'optique d'éviter toute rupture du stock au cours de l'horizon de planification et pour que l'État puisse honorer ses engagements envers les bénéficiaires des contrats d'approvisionnement. À ce titre, la prévision de la croissance et du rendement des peuplements de seconde venue (issus de coupe) suscite une attention particulière à mesure que ces derniers seront, dans un avenir rapproché, la principale source d'approvisionnement pour les industries de transformation de bois. Ceci est dû principalement au fait qu'on utilise des courbes élaborées dans des peuplements naturels pour prédire le rendement des peuplements de seconde venue. La courbe d'évolution du volume total est estimée en additionnant les volumes des courbes de référence provenant de peuplements monospécifiques en fonction de la composition de la série d'aménagement (Pothier & Savard, 1998). Ainsi, la mixité des peuplements est évaluée en considérant la dynamique de chaque essence en peuplement monospécifique, négligeant ainsi les interactions possibles entre les espèces (Porté & Bartelink, 2002). De plus, la prédiction de la croissance et la succession forestière est basée sur l'hypothèse que les conditions futures seront similaires à celles du passé. Or, plusieurs études ont montré que les conditions ne seront pas forcément les mêmes en se basant sur les projections du climat (Matala et al., 2006 ; Spittlehouse, 2008).

D'un autre point de vue, le CPF ne tient pas compte de toutes les sources d'incertitude et d'imprécision. Ceci est compréhensible vu la nature de l'exercice. Cette incertitude est considérée dans la majorité des cas comme un manque d'information (Kangas & Kangas, 2004). L'incertitude peut également être classée en incertitude métrique (incertitude de mesure), structurelle (complexité des systèmes), temporelle (variabilité temporelle) et incertitude translationnelle (dans l'explication des résultats incertains) (Rowe, 1994). Walker et al. (2003) ont défini l'incertitude comme un continuum entre le déterminisme absolu et l'ignorance totale. L'évaluation de l'incertitude ajoute de la valeur aux résultats du CPF en fournissant un critère supplémentaire pour choisir entre les alternatives (Reckhow, 1994).

Considérant que l'aménagement forestier est une activité relativement récente au Québec, on a rarement eu l'occasion de vérifier la vraisemblance de ses courbes de rendement. Avec l'arrivée de la fin de la première grande récolte de la forêt issue de feu, il devient de plus en plus possible de réaliser cet exercice. Dans cette perspective, l'objectif de cette étude était de quantifier, pour chaque série d'aménagement, l'écart entre le volume total retenu par la courbe de rendement utilisée dans le CPF (2010-2015) de la FERLD et le volume réel rencontré sur le terrain.

2.3 Méthodologie

2.3.1 Territoire d'étude

Le territoire à l'étude correspond à la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (FERLD) couvrant une superficie productive de 8 040 ha. Ce territoire est situé au nord-ouest du Québec (48°25' - 48°32' N, 79°17' - 79°28' O) (Figure 2.1) et appartient aux basses terres d'Abitibi (région écologique 5a) du sous-domaine

bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (Saucier et al., 1998). Les principales essences forestières qui s'y retrouvent sont : le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Millier), l'épinette blanche (*Picea glauca* Moench.), l'épinette noire (*Picea mariana* [Miller] BSP), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michaux), le cèdre blanc (*Thuja occidentalis* L.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lambert) (Bergeron et al., 1983). La FERLD a été créée en 1996, toutefois l'exploitation commerciale dans ce territoire a débuté dès les années 70. On peut donc estimer qu'il s'y fait de l'aménagement depuis une cinquantaine d'années et que le passage à une récolte de peuplements issus de coupe devrait se faire dans une quinzaine d'années.

Les perturbations naturelles, dont deux grands incendies datant de 1760 et de 1923 ainsi que trois épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette au cours du 20^{ème} siècle (Morin et al., 1993) ont marqué l'histoire récente de ce territoire. La possibilité annuelle de récolte est de l'ordre de 75 ha (soit en moyenne 10 000 m³/an) et approvisionne les usines de la région, principalement La Sarre, Amos et Bearn. La superficie forestière productive accessible (SFPA) occupe 54% du territoire (5 026 ha) et est constituée majoritairement de peuplements mélangés (65%), âgés de plus de 60 ans (56%) (Tableau 2.1). Avec le taux de coupe actuelle, on estime que la révolution forestière moyenne est de 67 ans.

Tableau 2.1 Superficie (ha) par composition et classes d'âge présentes dans la portion sous aménagement (Source : Possibilité forestière de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet, université du Québec en Abitibi-Témiscamingue 2010-2015).

Type de peuplement	Classe d'âge				Total	
	0-20 ans (ha)	21-60 ans (ha)	61-80 ans (ha)	> 81 ans (ha)	(ha)	(%)
Feuillus	112,30	209,76	64,54	0,00	386,60	4,13
Mélangés	347,51	580,13	2111,50	213,58	3252,72	34,74
Résineux	469,33	249,65	263,33	169,30	1151,61	12,30
Sans type de couvert	234,77	0,00	0,00	0,00	234,77	2,51
Total	1163,91	1039,54	2439,37	382,88	5025,70	53,68

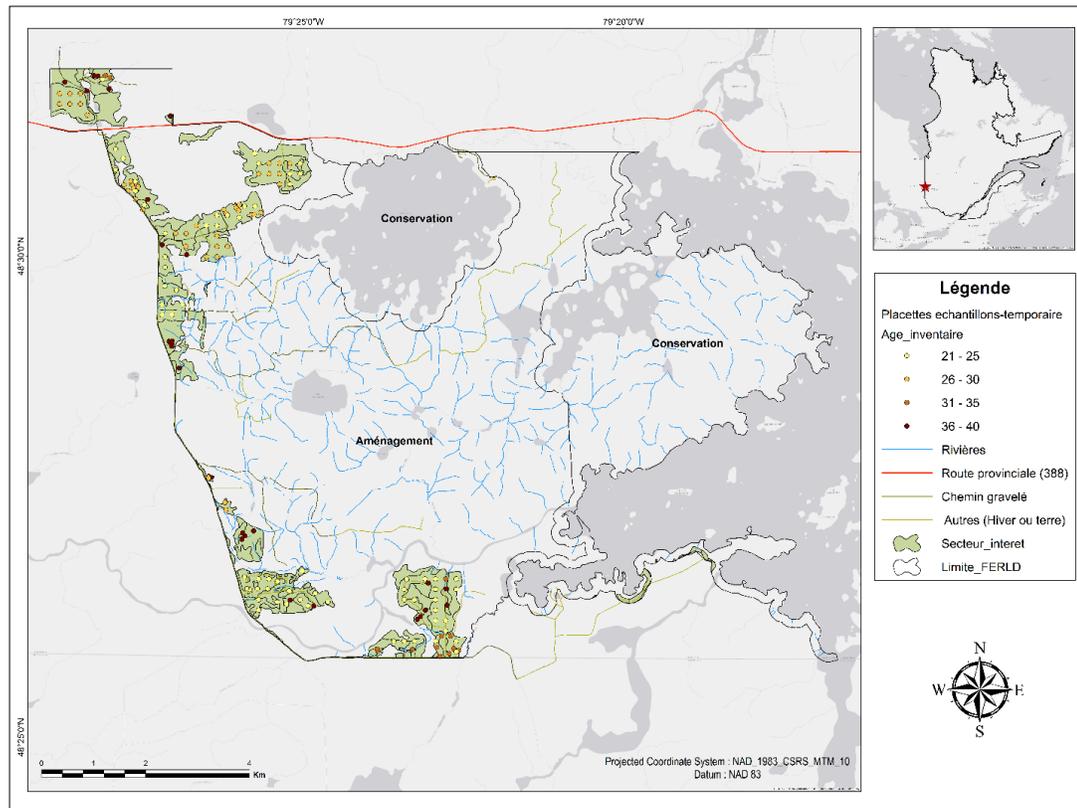


Figure 2.1 Localisation de sites d'étude dans la Forêt d'Enseignement et de Recherche du Lac Duparquet (FERLD). Les polygones en vert délimitent les secteurs d'intérêt (anciennes coupes ou plantations). Les points en couleurs dégradés indiquent l'âge des peuplements au moment de l'inventaire forestier.

2.3.2 Localisation des premiers secteurs de récolte

Afin de vérifier si les volumes de récolte prévus par Woodstock seront proches des volumes mesurés sur le terrain, les plus anciennes coupes ou plantations de la FERLD ont été localisées. Les peuplements sélectionnés sont tous issus de coupe ou de coupe suivie de plantations et leurs années d'origine varient entre 1981 et 1994. Plusieurs

sources d'informations disponibles ont été utilisées : notamment les résultats de l'optimisation de Woodstock (secteurs projetés disponibles à la récolte), les cartes de l'historique des traitements sylvicoles (disponible pour le territoire de la FERLD) et la carte écoforestière (5^{ème} décennal) du MRNF.

Les peuplements répondant aux critères de sélection totalisent une superficie de 860 ha, soit 17% de la superficie forestière productive accessible (SFPA). Le panneau (A) décrit les superficies des séries d'aménagement à l'échelle de toute la FERLD (Figure 2.2). Le panneau (B) de son côté montre les superficies des séries d'aménagement présentes dans notre échantillon (Figure 2.2). On remarque ainsi que ces séries d'aménagement de notre échantillon caractérisent 58% des peuplements de la FERLD. Cela permet de statuer sur la représentativité de l'échantillon malgré sa faible superficie.

2.3.3 Critères de regroupement des placettes d'échantillon

Notre sélection nous a permis de constituer 25 strates d'inventaire. Ces strates d'inventaire ont été générées lors du CPF (2010-2015) de la FERLD. Chaque strate d'inventaire regroupe plusieurs polygones écoforestiers. Ce regroupement s'est fait selon les critères du manuel de détermination des possibilités forestières (BFEC, 2013), en se basant essentiellement sur l'appellation cartographique des peuplements disponibles dans la carte écoforestière (5^{ème} inventaire décennal) du MRNF. Les critères adoptés sont, par ordre d'importance : le type de couvert, le groupement d'essence, la classe de densité/hauteur, l'âge et le régime hydrique (Annexe B). À cette étape, une réaffectation des placettes a été effectuée en fonction des groupements d'essences rencontrés sur le terrain. Les strates d'inventaire ont été ensuite regroupées en strates d'aménagement. Les strates d'aménagement, présentant plus ou moins le

même panier de produit à maturité, ont été rassemblées en une strate regroupée. Ce regroupement a généré 8 séries d'aménagement homogènes (Tableau 2.2).

2.3.4 Inventaire des placettes échantillons

Au total la base de données est composée de 126 placettes-échantillons temporaires (PET). Ces PET d'une forme circulaire de 400 m² ont été mesurés entre les années 2008 et 2022. Pour tous les arbres, de plus 9 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP), nous avons identifié l'essence, son état et sa qualité. Nous avons également enregistré les données d'emplacement des placettes (latitude, longitude et altitude). Les tarifs de cubages élaborés à l'échelle de la FERLD ont permis d'estimer le volume de chacune des espèces composant les séries d'aménagement (Tableau 2.3).

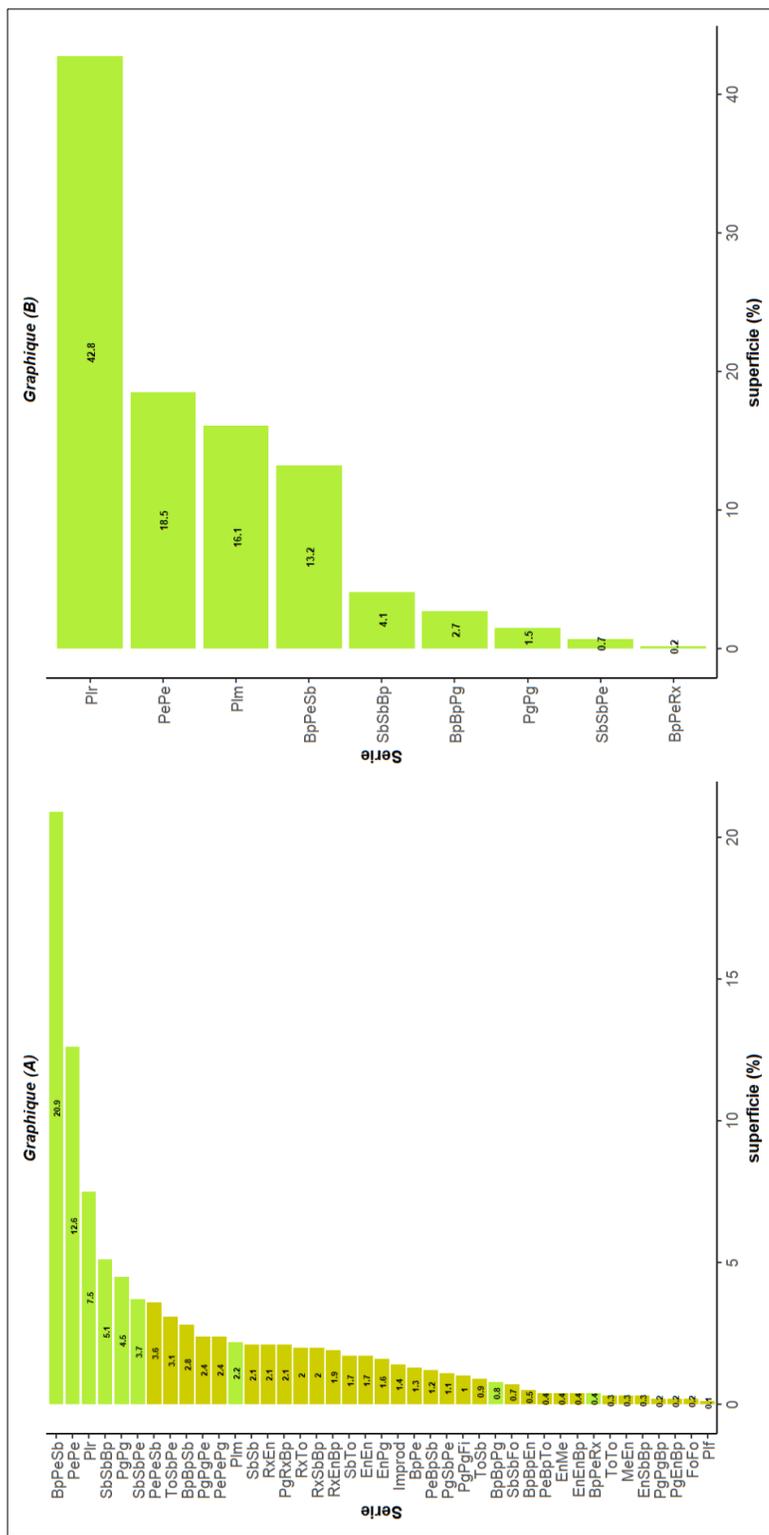


Figure 2.2 Le panneau (A) décrit la représentativité des séries d'aménagement à l'échelle de la FERLD (voir Annexe A pour les détails de codes). Le panneau (B) suit la même logique, et il décrit cette représentativité à l'échelle de l'échantillon. La couleur vert pâle met en évidence les séries en commun entre le territoire de la FERLD et l'échantillon (Pir : Plantation résineuse, PePe : Peupleraie, Plm : Plantation mélangée, BpPeSb : Bétulaie blanche à peuplier et à sapin baumier, SbSbBp : Sapinière à bouleau blanc, BpBpPg : Bétulaie blanche à pin gris, PgPg : Pinède grise, SbSbpe : Sapinière à peuplier, BpPeRx: Bétulaie blanche à peuplier et a résineux).

Tableau 2.2 Superficie de séries d'aménagement identifiées dans la zone d'analyse. Pour une description du nom du regroupement, se référer à l'Annexe B.

Nom du regroupement	Appellation de la série d'aménagement	Superficie (ha)
R PLR 1992 PIG A 4 30 4GA 30 MS23 B	Pl Pin gris	177,7
F CT 1986 PTPT A 3 30 4GA 30 MS23 A	Ct tremblaie	159,4
R PLR 1989 EN A 4 30 4GA 30 MS23 B	Pl Épinette noire	145,8
M PLR 1984 PEEN A 3 30 4GS 20 RS21 A	Pl Épinette noire avec feuillues	120,6
F CT 1982 BPPE A 3 50 1AY 30 MS22 C	Ct forêt mélangée	138,4
M PLR 1993 EB A 4 30 4GA 40 MS26 B	Pl Épinette blanche	50,4
R CT 1982 ENEN C 4 30 7T 50 RE39 A	Ct en sapinière	41,8
M PLR 1989 ENMLPE A 4 30 1AY 30 MS22 B	Pl de mélèze	26,0

Tableau 2.3 Nombre de placettes, nombre de tiges (tiges/ha) et volume moyen (m³/ha) (minimum - maximum, entre parenthèses) et par groupe d'essence pour chaque série d'aménagement. Les codes BOP, PEUP, SEPM et TO représentent les groupes d'essence (BOP : groupe des Bouleaux à papier (blanc) ; PEUP : groupe de peupliers ; SEPM : sapin baumier, pins, épinettes et mélèze ; THO : Thuya occidentale). Les séries d'aménagement sont nommées selon leurs origines soient la coupe totale (Ct) ou la plantation (Pl) et la principale essence prévue produite à maturité commerciale.

Série d'aménagement	Nombre de placettes	Nombre total des tiges marchandes (tiges/ha)	Volume (m ³ /ha) (min - max)	Volume (m ³ /ha) par essence			
				BOP	PEUP	SEPM	THO
Pl Pin gris	27	1087	78,68 (20,09 – 179,65)	2	3,31	76,02	0
Ct tremblaie	21	1087	145,11 (42,22 – 259,33)	9,29	116,7	19,13	0
Pl Épinette noire	32	1445	99,63 (35,16 – 142,04)	2,36	7,43	89,83	0
Pl Épinette noire avec feuillus	11	1523	120,74 (95,72 – 159,06)	14,63	32,56	73,55	0
Ct forêt mélangée	6	1225	93,15 (67,09 – 123,55)	36,52	35,1	21,53	0
Pl Épinette blanche	9	972	65,07 (25,81 – 106,61)	6,06	12,93	46,08	0
Ct en sapinière	11	1048	108,20 (21,48 – 191,83)	20,11	11,98	74,21	1,9
Pl de mélèze	9	1844	169,73 (83,36 – 235,91)	3,29	24,02	140,4	2,01

2.3.5 Approche statistique

Afin de vérifier si les volumes réellement observés sur le terrain correspondent aux volumes prédits par le modèle d'optimisation Woodstock. Nous avons positionné les volumes mesurés sur le terrain à un âge donné sur la courbe utilisée par le modèle Woodstock. Le modèle Woodstock présente les informations du volume avec un intervalle de temps de 5 ans. Afin de déterminer les volumes à l'intérieur de cet intervalle, nous avons effectué une interpolation linéaire (exemple : le volume prédit à l'âge de 37 ans a été déterminé en effectuant une interpolation linéaire entre les volumes correspondant aux âges 35 et 40 ans).

Afin d'évaluer les performances du modèle Woodstock, deux approches ont été utilisées. Une approche dite qualitative à l'aide des sorties graphiques et une autre quantitative à l'aide de mesures statistiques. Dans un premier temps, nous avons positionné les volumes observés sur la courbe des volumes prédits par Woodstock pour chacune des séries d'aménagement. Idéalement, tous les points devraient se situer sur la première bissectrice ($y = x$). Cette approche nous a permis d'évaluer visuellement l'ajustement des modèles Woodstock aux observations de terrain. Dans un second temps, nous avons calculé l'écart moyen (Éq. 1) afin de quantifier l'écart entre le volume observé et le volume prédit pour chacune des séries d'aménagement.

$$\text{Éq. 1} \quad \text{écart moyen} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)$$

Où y_i est le volume observé d'une placette i , \hat{y}_i est son estimation par Woodstock et n le nombre d'observations.

Ensuite, on a vérifié si cet écart est significativement différent de la valeur 0 à l'aide des tests statistiques. L'exploration des données à priori et la vérification des hypothèses statistiques, telles que la normalité de la distribution des données (à l'aide du test de Shapiro-Wilk et/ou du graphique QQ-plot), l'indépendance des observations et l'homoscédasticité (à l'aide du test de Breusch et Pagan), ont guidé le choix des tests appropriés pour l'analyse. Deux tests ont été retenus : un test paramétrique, le test de Student pour un échantillon simple, ainsi que son équivalent non paramétrique, le test de Wilcoxon. Ce dernier a été utilisé lorsqu'une ou plusieurs hypothèses des tests paramétriques n'étaient pas satisfaites.

Finalement, nous avons utilisé le diagramme de Bland et Altman (DBA) (Bland & Altman, 2010) afin d'évaluer la performance des modèles Woodstock. Le graphique obtenu est un nuage de points XY, dans lequel l'axe Y représente l'écart entre les deux volumes et l'axe X représente le volume prédit par Woodstock. Cette analyse évoque implicitement deux concepts importants, soit, la justesse et la précision. La justesse est évaluée par l'écart moyen (Éq. 1) entre les volumes observés et les volumes prédits par Woodstock. Elle nous renseigne sur la performance globale du modèle Woodstock. La précision, quant à elle, estime la dispersion de cet écart et elle traduit le caractère reproductible du modèle Woodstock et sa capacité à capturer la variabilité des observations. L'approche du DBA utilise les limites de concordances (Éq. 2) afin d'évaluer cette précision. Il s'agit des bornes de l'intervalle de confiance à 95% de l'écart moyen. Plus les deux bornes sont proches, plus la précision est bonne. D'une manière plus simple, le DBA nous a permis de quantifier l'écart et de fournir une plage d'accord, à l'intérieur de laquelle 95% des différences entre les volumes sont incluses.

$$\text{Éq. 2} \quad LC = \bar{d} \pm 1.96s$$

Où \bar{d} Est l'écart moyen et s son écart-type.

2.4 Résultats

2.4.1 Évaluation qualitative de la justesse des courbes de croissance retenue dans le modèle Woodstock aux mesures provenant des inventaires

La figure 2.3 ci-dessous présente la superposition des volumes (m^3/ha) observés sur le terrain et les courbes de rendement utilisées par Woodstock, toutes essences confondues, pour chaque série d'aménagement sous analyse. Graphiquement, on observe que les volumes observés sur le terrain se distribuent assez bien autour des courbes de rendement retenues dans le CPF (2010-2015) pour chacune des séries d'aménagement. Cependant, on observe une nette sous-estimation des volumes sur pied pour les courbes de rendement attribuées aux séries Ct en forêt mélangée et Ct en sapinière. Le graphique de Goodness of fit (Figure 2.4) mesure la relation entre le volume observé et le volume prédit par les courbes de rendement utilisées au CPF (2010-2015). Idéalement, tous les points devaient être alignés sur la première bissectrice indiquant que les valeurs réelles sont égales aux valeurs prédites. Autrement dit, les différences entre les volumes observés et prédits devaient présenter une espérance égale à zéro.

La tendance générale montre que les volumes observés et prédits sont plus ou moins corrélés pour l'ensemble des séries d'aménagement. Or la variabilité de part et d'autre de la diagonale apparaît élevée dans bien des cas (Figure 2.4). On remarque que la majorité des points sont en dessous de la diagonale dans les Pl Pin gris indiquant une surestimation des volumes par les courbes de rendement utilisées au CPF (2010-2015). Dans les séries d'aménagement, Ct en forêt mélangée et Ct en sapinière, les points se situent au-dessus de la diagonale, signalant une sous-estimation des volumes par les courbes de rendement utilisées au CPF (2010-2015). La diagonale se situe à l'intérieur de l'intervalle de confiance dans le reste des séries d'aménagement, ce qui nous permet de dire que les volumes observés sont, en moyenne, bien prédits.

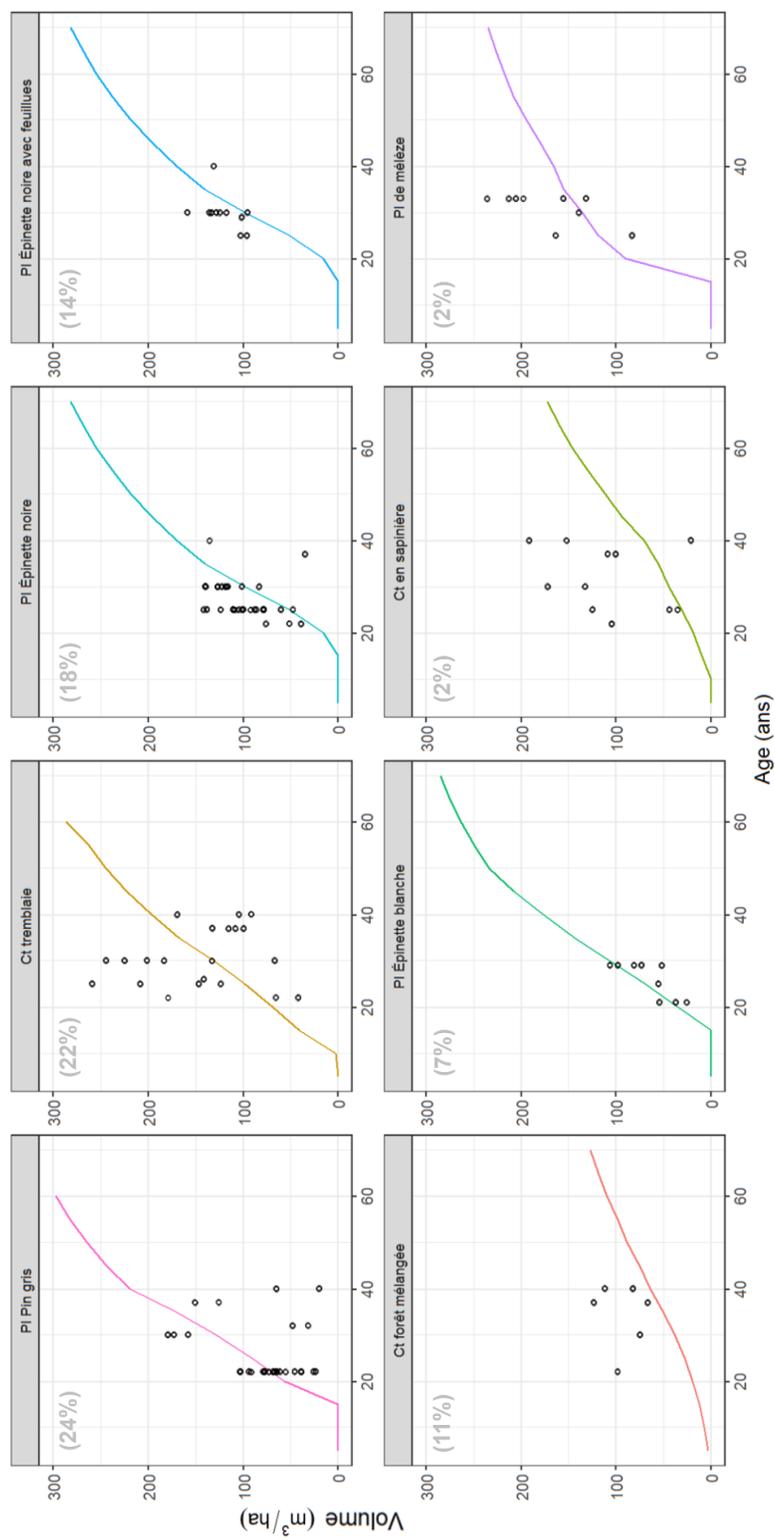


Figure 2.3 Distributions des volumes (m^3/ha) observés dans les placettes-échantillons (points) en fonction de l'âge, toutes essences confondues, dans chaque série d'aménagement. Les courbes traduisent l'évolution du volume prédit par les courbes de rendement utilisées dans le CPF en fonction de l'âge, toutes essences confondues, dans chacune des séries d'aménagement. Les nombres entre parenthèses (%) représentent la contribution de la série d'aménagement au volume total à maturité dans la zone à l'étude.

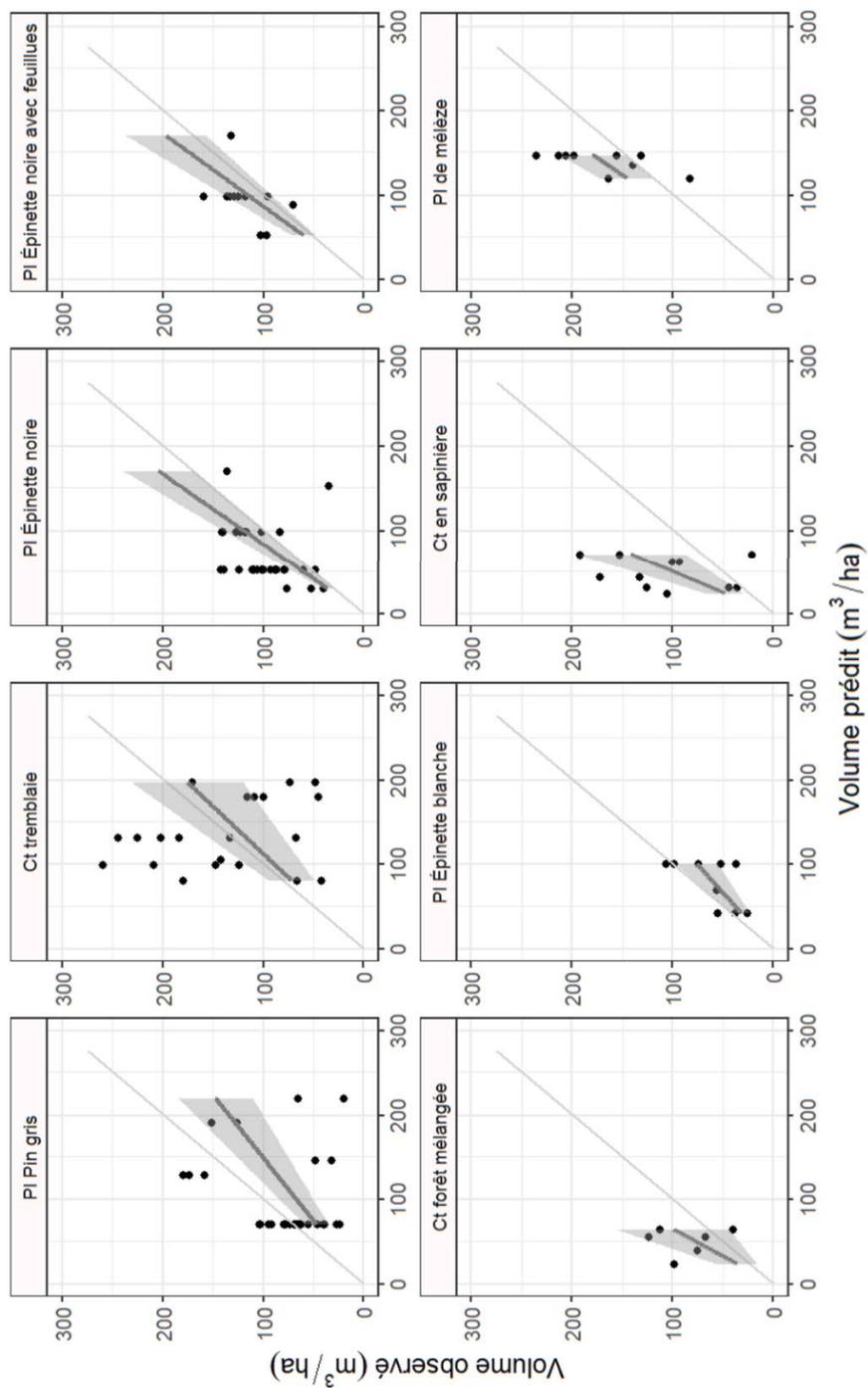


Figure 2.4 Volume observé (m³/ha) en fonction du volume prédit par les courbes de rendement utilisées dans le CPF (2010-2015), toutes essences confondues, pour chacune des séries d'aménagement. La ligne en gris représente la 1^{re} bissectrice. Les bandes grises délimitent l'intervalle de confiance au seuil $\alpha = 0,05$.

2.4.2 Analyse des résidus et quantification des écarts entre les volumes observés et ceux prédits par les courbes de rendement utilisées dans le CPF (2010-2015)

Les résultats du graphique Brand-Altman (Figure 2.5) montrent que l'importance des écarts varie selon les séries d'aménagement. D'abord, on remarque visuellement que l'écart moyen se situe au-dessus de zéro dans les six séries d'aménagement suivantes: Ct tremblaie, Pl Épinette noire, Pl Épinette noire avec feuillues, Ct forêt mélangée, Ct en sapinière et Pl du mélèze. Ces écarts sont en dessous de zéro dans deux séries d'aménagement soit : Pl Pin gris et Pl Épinettes blanche. L'écart à l'espérance (0) le plus faible a été observé dans la tremblaie (1,8 m³/ha), tandis que le plus gros écart a été enregistré dans la sapinière (57,51 m³/ha) (Tableau 2.4). Pour trois des huit séries d'aménagement, les tests de Student ou de Wilcoxon sur l'écart moyen à la valeur 0 ont révélé une différence significative. Ainsi, les courbes de rendement utilisées au CPF (2010-2015) apparaissent sous-estimer le volume pour les séries d'aménagement suivantes : Pl Épinette noire, Pl Épinette noire avec feuillues et Ct en sapinière. La précision des modèles varie également d'une série d'aménagement à une autre. Elle est estimée par l'intervalle entre les limites de confiance à 95% (Tableau 2.4). Cet intervalle passe de 98,4 m³/ha pour les Pl d'Épinette blanche à 349 m³/ha pour la Ct tremblaie. Pour les Pl Pin gris, les écarts ne sont pas uniformément distribués en signalant une hétéroscédasticité du modèle. Les données sont relativement proches les unes des autres pour les faibles valeurs du volume prédit et s'écartent de plus en plus pour les grandes valeurs de ce même volume. Ce constat a été validé par le test Breusch et Pagan (1979) ($p= 0,004$). Aucune anomalie n'a été détectée pour les autres séries d'aménagement.

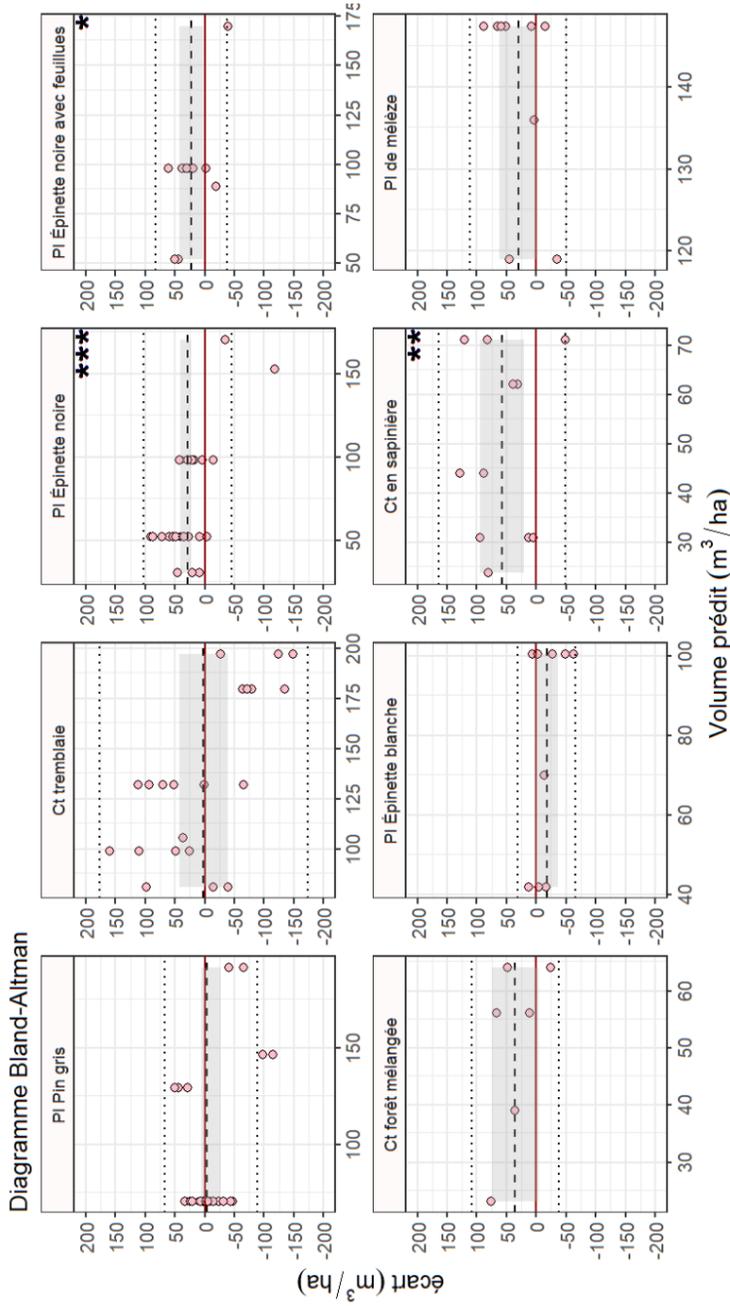


Figure 2.5 Distribution des écarts (m³/ha) (points) entre les valeurs de volumes observés et de volumes prédits par les courbes de rendement utilisées au CPF pour chaque série d'aménagement. Les lignes horizontales pointillées représentent les limites de confiance des écarts. Les lignes discontinues représentent l'écart moyen. Les bandes grisées délimitent l'intervalle de confiance de l'écart moyen au seuil $\alpha = 0,05$. Les étoiles indiquent une différence significative entre l'écart moyen et la valeur 0.

Tableau 2.4 Écarts (m^3/ha) à l'espérance (0) et écarts entre les limites de concordance à 5 – 95% des prévisions des courbes de rendement utilisées au CPF, toutes essences confondues, pour chaque série d'aménagement.

Série d'aménagement	Écarts à l'espérance (m^3/ha)	Écarts entre 5 – 95 % (m^3/ha)
Pl Pin gris	-21,80	227,60
Ct tremblaie	1,79	348,93
Pl Épinette noire	28,45	147,55
Pl Épinette noire avec feuillus	22,48	119,63
Ct forêt mélangée	35,59	146,20
Pl Épinette blanche	-17,41	98,38
Ct en sapinière	57,51	213,94
Pl de mélèze	29,90	162,19

2.5 Discussion

La FERLD n'est pas considérée comme une source principale d'approvisionnement en fibre pour les usines de transformation du bois de la région. La superficie annuelle exploitable avoisine les 60 ha, soit 0,23% de la superficie annuelle prévue récoltée de la région. Selon ce taux de coupe, il resterait encore 25 à 30 ans avant de revenir exploiter le secteur à l'étude.

D'une manière générale, les volumes provenant des inventaires terrain sont relativement cohérents avec ceux prévus pour 5 séries d'aménagement sur 8, à savoir : Pl Pin gris (24%), Ct tremblaie (22%), Ct forêt mélangée (11%), Pl Épinette blanche (7%), Pl de mélèze (2%). Pour les plantations d'épinette noire, Pl Épinette noire et Pl Épinette noire avec feuillus, les volumes observés sur le terrain sont supérieurs à ceux

prédits dans le CPF (2010-2015). Finalement seules les plantations d'épinette blanche, qui ne comptent que pour 7% des volumes escomptés, apparaissent afficher des volumes inférieurs à ceux attendus. Cela devrait nous rassurer quant à la disponibilité de la matière ligneuse dans un avenir rapproché. Cependant on observe une forte variabilité des volumes observés autour des moyennes prévues par les courbes de rendement. Notre réflexion a alors été orientée sur les sources d'incertitude associées aux prévisions du modèle Woodstock.

L'incertitude représente une composante primordiale qui doit être incorporée au processus du CPF dans l'optique d'améliorer ses résultats et de bonifier la planification forestière. Cela peut être réalisé en utilisant des approches telles que la modélisation probabiliste ou l'utilisation des simulations Monte-Carlo ou encore en effectuant des analyses de sensibilité (Pasalodos-Tato et al., 2013). Ces méthodes permettent de quantifier l'incertitude associée aux prévisions de volume. Le CPF s'alimente par l'information provenant de différentes sources à savoir : la stratification cartographique, l'inventaire forestier, les courbes de croissance et de rendement et le jugement des experts dans certaines mesures. Chacun de ces intrants comporte une ou plusieurs sources d'incertitude.

Dans le cadre de notre étude, il existe plusieurs sources d'erreurs qui peuvent engendrer de l'incertitude et affecter le résultat du calcul. D'abord, on retrouve l'incertitude liée à la description de l'état initial des peuplements (Bernier-Cardou, 2004 ; Pasalodos-Tato et al., 2013). Elle est souvent imprécise et est sujette à plusieurs erreurs passant de la photo-interprétation à la compilation des données récoltées. Le CPF commence par la photo-interprétation qui permet de délimiter les strates cartographiques. Cette opération repose beaucoup sur l'expertise et le bon jugement du photo-interprète. Ensuite, une caractérisation dendrométrique et écologique de ces strates est effectuée. Elle passe par l'élaboration d'un plan de sondage et la récolte des données sur le terrain. Le plan de sondage n'est pas strictement aléatoire, notamment à cause des contraintes

d'accessibilité, ce qui peut engendrer des estimations biaisées du volume et de la composition des peuplements. La taille de l'échantillon et sa représentativité soulèvent également des interrogations. Un minimum de 15 placettes par strate d'inventaire est recommandé par les experts, ce qui n'est pas toujours le cas. Cela amène les responsables du CPF à faire appel soit, à l'actualisation des placettes provenant du décennal antérieur, soit au recrutement de nouvelles placettes, soit les deux. Or, ces deux options sont sujettes à des imprécisions qui s'ajoutent à celle du plan d'échantillonnage. Bien que la récolte des données soit faite généralement par des spécialistes, il y a toujours de petites variations sur la mesure du DHP. Cependant, elles sont négligeables par rapport à celles d'autres sources d'incertitude (Phillips et al., 2000). Après avoir récolté les données sur le terrain, des tarifs de cubage sont utilisés afin d'estimer les volumes par arbre. Il s'agit d'équations de régression à deux paramètres, soit le diamètre (DHP) et leur hauteur (H). Ces mesures sont également sujettes à l'imprécision.

Une autre source d'incertitude est liée au regroupement des strates d'inventaire en strates d'aménagement puis en séries d'aménagement. Le choix des critères de regroupement et leurs niveaux d'importance ne sont pas clairement définis et il repose sur une part de subjectivité et de plusieurs compromis (Poulin, 2013). À cet effet, l'évolution des strates de 7 m et moins, qui sont généralement dépourvues d'une caractérisation dendrométrique, est basée sur l'avis des experts (Bernier-Cardou, 2004 ; Duchesne & Raulier, 2004). Dans le même ordre d'idées, une comparaison entre la carte écoforestière du 4^{ème} décennal et celle du 5^{ème} décennal a révélé beaucoup de changements. Il y a des appellations cartographiques qui sont disparues et d'autres qui sont apparues. Par exemple, si on considère les plantations, toutes essences confondues, leur superficie est passée de 385 ha lors du 3^{ème} décennal (retenue pour le CPF 2010-2015) à 445 ha au 5^{ème} décennal sans que leurs années d'origine aient changé. Ces changements de superficies affecteraient directement le volume qu'on peut tirer de

chaque série. De plus, il a été démontré que le nombre de séries d'aménagement affecte les résultats du CPF (Dhital et al., 2013).

D'autre part, on retrouve de l'incertitude due aux erreurs de prévisions des courbes de croissance et de rendement. Comme le CPF est un exercice de modélisation complexe qui se réalise au niveau stratégique, les courbes de croissance et de rendement sont habituellement conçues pour être appliquées à des échelles plus régionales, ce qui n'est pas le cas pour la FERLD, qui représente une petite entité résiduelle dans la mosaïque forestière de l'Abitibi-Témiscamingue et pour laquelle ces courbes ne capturent pas la spécificité locale. En outre, ces courbes ont été étalonnées dans des peuplements qui, pour la plupart, sont issus de perturbations naturelles, principalement des feux, ce qui nous amène à nous interroger sur la fidélité de leurs prévisions de la croissance et du rendement des peuplements après coupe. Ceci suscite une attention particulière, car la régénération après coupe constitue une partie importante du coût de production. De même, les courbes de plantation utilisent trois variables explicatives : l'âge, l'indice de qualité de station (IQS) et la densité initiale (Bolghari & Bertrand., 1984 ; Prément et al., 1996). À cet effet, un changement important dans la densité de reboisement pourrait affecter l'évolution de la plantation. Les experts considèrent un minimum de 1500 tiges/ha pour que le peuplement se comporte comme une plantation, sinon, ce peuplement évoluerait selon le modèle naturel. De plus, la productivité des plantations est considérée comme supérieure à celle des peuplements naturels. Cela pourrait expliquer les écarts négatifs pour les PI Épinette blanche et pour les anciennes PI Pin gris. En outre, on constate que le nombre de tiges dans les PI Épinette blanche (972 tiges/ha) et les PI Pin gris (1 087 tiges/ha) est nettement inférieur à la densité initiale qui est de l'ordre de 2000 tiges/ha. Ceci peut être attribuable à la mortalité après plantation causée par le choc de transplantation et la compétition. Il a été de plus démontré que les méthodes de coupe, principalement la coupe totale, ainsi que les techniques de préparation du terrain et la circulation de la machinerie durant les opérations de récolte réalisées l'été ont pu modifier le bilan nutritif et les propriétés

physiques du sol (Brais & Camiré, 1998 ; Brais, 2001 ; Harvey & Brais, 2002). Par conséquent, ces perturbations pourraient réduire la productivité future des sols argileux de l'Abitibi-Témiscamingue (Brais, 2001 ; Harvey & Brais, 2002). Dans le même ordre des idées, l'âge d'exploitabilité dépend largement des délais de régénération. La révision du CPF pour la région du nord du Québec pour la période 2023-2028 a été couronnée par la réduction de la possibilité forestière. Cela est dû à la sous-estimation de l'âge d'exploitabilité dans le CPF précédent.

Une nouvelle génération de modèle de croissance, notamment ARTEMIS-2014 et NATURA-2014, est adoptée actuellement pour simuler le rendement des peuplements. Ces deux modèles, dont l'erreur de prévision est faible, ont été calibrés dans des peuplements issus de perturbations naturelles ainsi que dans ceux issus de coupe. Cependant, l'estimation des erreurs associées aux prévisions est limitée à un horizon de simulation de 40 ans. Ces deux modèles ont été utilisés lors du nouveau CPF de la FERLD.

Finalement, on retrouve l'incertitude liée à l'inclusion dans les CPF de perturbations naturelles, telles que les incendies de forêt, les tordeuses des bourgeons de l'épinette (TBE), le chablis (Pasalodos-Tato et al., 2013) et aux événements stochastiques telle que les changements climatiques. Malgré les informations dont on dispose actuellement sur ces phénomènes, on est encore loin d'anticiper leurs effets avec exactitude sur les CPF. Cependant, l'inclusion des perturbations naturelles et des changements climatiques dans le système de simulation permettrait de prendre des décisions robustes, qui tiennent compte des différents scénarii et des risques encourus. Dans ce sens, le recours à des modèles tel que ARTEMIS-2014 pourrait améliorer l'estimation de la possibilité forestière puisque ce modèle est capable de simuler des scénarii de changements climatiques et de la TBE (Fortin & Langevin, 2010).

2.6 Conclusion

Cette étude visait principalement à valider les résultats du CPF du territoire de la FERLD (2010-2015). La question implicite évoquée dans cette analyse était de savoir si, les courbes de croissance et de rendement utilisées par Woodstock lors du CPF sont capables de prédire la croissance des peuplements issus de coupe avec un certain degré de concordance. Les résultats obtenus montrent que les estimations du volume sont relativement cohérentes pour 5 séries d'aménagement sur 8, à savoir : Pl Pin gris, Ct tremblaie, Ct forêt mélangée, Pl Épinette blanche et les Pl de mélèze. Cependant, il faut bien noter que l'âge des peuplements qui ont servi pour cette étude se situe entre 20 et 40 ans, ce qui nous empêche de tirer des conclusions immédiates sur la validité du CPF de la FERLD.

Cette étude nous a permis également de souligner les principales sources d'incertitude qui pouvait diminuer la précision des résultats du CPF. Il est important de noter que notre approche a consisté principalement à discuter de ces sources d'incertitude sans en évaluer leur importance respective ou analyser leurs impacts d'une manière formelle en menant des analyses de sensibilité. Certaines de ces incertitudes sont liées directement aux intrants du calcul tels que les données d'inventaire et les courbes de rendement utilisées par Woodstock pour prédire le volume. D'autres sont associées aux jugements des experts quant aux hypothèses de croissance et de rendement des peuplements de moins de 7 m et sur celles des strates de retour après coupe. Tous ces éléments font que l'estimation de l'incertitude et de l'imprécision associées aux prédictions des volumes pendant toute la vie du peuplement soit trop difficile, voire impossible, dans certains cas.

Certes la FERLD ne constitue pas une source principale d'approvisionnement de matière ligneuse en Abitibi-Témiscamingue, mais la réalisation de cet exercice a pu

mettre en évidence qu'il faut prendre en considération la notion d'échelle et de transférabilité spatiales des modèles de croissance. En outre, la révision quinquennale des CPF, à la suite de l'ajout de nouvelles placettes-échantillons, permettrait d'améliorer les résultats du calcul, mais pas de valider le calcul. Un tel exercice de confrontation aux données terrain constituerait une piste d'amélioration et de bonification du processus de CPF.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les résultats de cette étude ont démontré qu'il n'y a pas de biais important entre les volumes moyens observés sur le terrain et les volumes prédits par les courbes de rendement utilisées par Woodstock lors du calcul de possibilité forestière. Cela ne veut pas dire que le CPF (2010-2015) du territoire de la FERLD est juste. En revanche, on peut confirmer qu'au moment de la réalisation de l'étude, les données terrain suivent globalement les tendances des courbes de rendement. Dans ce contexte et vu qu'il reste encore 25 à 30 ans avant l'exploitation de ces secteurs issus de coupe, le même exercice pourrait se faire avec la nouvelle génération des modèles de croissance, particulièrement ARTEMIS-2014, pour valider le nouveau CPF de la FERLD pour la période 2020-2025.

Cette analyse nous a permis de comprendre la complexité d'un tel exercice et son importance cruciale comme outil d'analyse dans la planification forestière. À cet effet, l'amélioration du processus du CPF est indispensable. Plusieurs études ont démontré l'importance de considérer les sources d'incertitude dans la planification forestière. Cependant, il n'est pas évident d'intégrer toutes les sources d'incertitude, tenant compte de la nature de l'exercice et son horizon temporel de 150 ans. Ceci rajoute de la complexité à la prise de décision.

Afin d'améliorer le CPF, il est essentiel de bien comprendre les différentes sources d'incertitude qui y sont associées. Cela implique l'amélioration de la précision et de la fiabilité de ses intrants (inventaire, modèles de croissance, hypothèses), à travers des modèles capables de prédire les effets des différentes sources d'incertitude, tels que les modèles d'erreur d'inventaire, les modèles de croissance et les modèles de risque pour

les perturbations naturelles (Pasalodos-Tato et al., 2013). Ceci tout en prenant en considération la notion d'échelle du calcul.

En conclusion, l'incorporation de l'incertitude dans le processus du calcul de possibilité forestière pourrait conduire à des stratégies plus solides et résilientes en matière de planification forestière. En reconnaissant et en quantifiant les incertitudes, les gestionnaires pourraient identifier et évaluer les risques, faire des compromis et explorer des scénarios basés sur différents ensembles d'hypothèses. Cependant, la prise en considération des incertitudes ne devrait pas alourdir davantage le calcul.

Compte tenu des considérations mentionnées précédemment, nous suggérons :

- Que l'échantillon de placettes soit judicieusement choisi et qu'il décrive bien l'état initial des peuplements (composition, âge, densité, hauteur, etc.), notamment ceux de 7 m et moins. Il faut trouver un compromis entre l'art du métier et les principes fondamentaux des statistiques.
- Que la méthodologie de regroupement des strates d'inventaire en séries d'aménagement soit claire. Bien que le manuel de détermination des possibilités forestières (BFEC, 2013) décrive les étapes à suivre, une grande partie de l'exercice repose sur le bon jugement de l'aménagiste.
- Que les modèles de croissances utilisés pour simuler la croissance soient ceux de la dernière génération, notamment ARTEMIS-2014 qui permet d'estimer l'erreur associée aux prédictions.
- Que la recherche scientifique soit davantage orientée sur la dynamique des perturbations naturelles dans le contexte des changements globaux.

ANNEXE A

Liste des codes des séries d'aménagement retenues lors du CPF de la FERLD et leur description

Code	Description
BpPeSb	Bétulaie blanche à peuplier et à sapin baumier
PePe	Peupleraie
Plr	Plantation résineuse
SbSbBp	Sapinière à bouleau blanc
PgPg	Pinède grise
SbSbPe	Sapinière à peuplier
PePeSb	Peupleraie à sapin baumier
ToSbPe	Cédrière à sapin baumier et à peuplier
BpBpSb	Bétulaie blanche à sapin baumier
PgPgPe	Pinède grise à peuplier
PePePg	Peupleraie à pin gris
Plm	Plantation mélangée
SbSb	Sapinière
RxEn	Résineux à épinette noire
PgRxBp	Pinède grise à résineux et à bouleau blanc
RxTo	Résineux à thuya
RxSbBp	Résineux à sapin baumier et à bouleau blanc
RxEnBp	Résineux à épinette noire et à bouleau blanc
SbTo	Sapinière à thuya
EnEn	Pessière noire
EnPg	Pessière noire à pin gris
BpPe	Bétulaie blanche à peuplier
PeBpSb	Peupleraie à bouleau blanc et à sapin baumier
PgSbPe	Pinède grise à sapin baumier et à peuplier
PgPgFi	Pinède grise à feuillus intolérants
ToSb	Cédrière à sapin baumier
BpBpPg	Bétulaie blanche à pin gris
SbSbFo	Sapinière à frêne noir
BpBpEn	Bétulaie blanche à épinette noire
PeBpTo	Peupleraie à bouleau blanc et à thuya
EnMe	Pessière noire à mélèze laricin
EnSbBp	Pessière noire à sapin baumier et à bouleau blanc
PgPgBp	Pinède grise à bouleau blanc
PgEnBp	Pinède grise à épinette noire et à bouleau blanc
FoFo	Frênaie noire
Plf	Plantation feuillue

ANNEXE B

Liste des critères de regroupement et contenu des séries d'aménagement

Critères de regroupement	Code du groupe et sa définition
Type de couvert	F : feuillu M : mixte R : résineux
Groupement d'essence	BP : bouleau à papier (<i>Betula papyrifera</i>) EB : épinette blanche (<i>Picea glauca</i>) EN : épinette noire (<i>Picea mariana</i>) ML : mélèze laricin (<i>Larix laricina</i>) PA : peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>) PE : peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>) et peuplier baumier (<i>Populus balsamifera</i>) PG : pin gris (<i>Pinus banksiana</i>) PT : peuplier faux-tremble (<i>Populus tremuloides</i>) SB : sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>) SE : sapin baumier (<i>Abies balsamea</i>) et épinette blanche (<i>Picea glauca</i>)
Classe de densité	A : 85 - 95% B : 65 - 75% C : 45 - 55% D : 25 - 35%
Classe de hauteur	1 : 22 m et plus 2 : 17 à 21 m 3 : 12 à 16 m 4 : 7 à 11 m

Critères de regroupement	Code du groupe et sa définition
Classe d'âge	10 : de 0 à 20 ans
	30 : de 21 à 40 ans
	50 : de 41 à 60 ans
	70 : de 61 à 80 ans
	JIN : jeune inéquienne
	VIN : vieux inéquienne
Régime hydrique	00 : excessif
	10 : rapide
	20 : bon
	30 : modéré
	40 : imparfait
	50 : mauvais

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Auger, I., Fortin, M., Pothier, D., & Saucier, J.-P. (2011). Une nouvelle génération de modèle de prévision pour les forêts du Québec. Avis de recherche forestière n°32. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Qc, 2 p.
- Bergeron, Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81, 1500–1516.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, F., & Camiré, C. (1983). La classification écologique des milieux forestiers d'une partie des cantons d'Hébertcourt et de Roquemaure. *Études écologiques*, no. 9, Université Laval, Québec, 169 p.
- Bernier-Cardou, M. (2004). Calcul de la possibilité forestière. Dans Rapport détaillé du comité scientifique chargé d'examiner le calcul de la possibilité forestière. Octobre 2004. MRNFP Québec. Direction de la recherche forestière, Québec, pp. 51-78.
- Bertrand, L., Bélanger, L., & Beauregard, R. L. (1992). Croissance de sapinières à bouleau blanc boréales issues de coupe avec protection de la régénération. *Canadian Journal of Forest Research*, 22(11), 1701-1711.
- BFEC. (2013). Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 247 p.
- Bland, J. M., & Altman, D. G. (2010). Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *International journal of nursing studies*, 47(8), 931-936.

- Bolghari, H. A., & Bertrand, V. (1984). Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la recherche. Mémoire n° 79, 392 p.
- Bouchard, M. (2008). La sylviculture dans un contexte d'aménagement écosystémique en forêt boréale et en forêt mixte. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, 335-359.
- Boudoux, M. (1978). Tables de rendement empiriques pour l'épinette noire, le sapin baumier et le pin gris au Québec. Gouvernement du Québec, Ministères [sic] des terres et forêts, COGEF, 65 p.
- Brais, S. (2001). Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in northwestern Quebec. *Soil Science Society of America Journal*, 65(4), 1263-1271.
- Brais, S., & Camiré, C. (1998). Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Canadian Journal of Soil Science*, 78(1), 197-206.
- Brassard, B., & Chen, H. (2010). Stand structure and composition dynamics of boreal mixedwood forests: Implications for forest management, 26 p.
- Carleton, T., & Maclellan, P. (1994). Woody vegetation responses to fire versus clearcutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience*, 1(2), 141-152.
- Chen, H. Y., & Popadiouk, R. V. (2002). Dynamics of North American boreal mixedwoods. *Environmental Reviews*, 10(3), 137-166.

- Côté, M. (2003). Dictionnaire de la foresterie. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, Québec, Qc, 744 p.
- Coulombe, G., Huot, J., Arsenault, J., Bauce, E., Bernard, J.-T., Bouchard, A., et al. (2004). Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Bibliothèque nationale du Québec, 314 p.
- Davis, L.S., Johnson, K.N., Bettinger, P.S., & Howard, T.E. (2001). Forest management: To sustain ecological, economic and social values (4th ed.). McGraw-Hill, New York. 804 p.
- DesRochers, A., & Gagnon, R. (1997). Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age? Canadian Journal of Forest Research, 27, 1263-1267.
- Dhital, N., Raulier, F., Asselin, H., Imbeau, L., Valeria, O., & Bergeron, Y. (2013). Emulating boreal forest disturbance dynamics: Can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat?. The Forestry Chronicle, 89(1), 54-65.
- Doak, D. F., Estes, J. A., Halpern, B. S., Jacob, U., Lindberg, D. R., Lovvorn, J., ... & Novak, M. (2008). Understanding and predicting ecological dynamics: are major surprises inevitable. Ecology, 89(4), 952-961.
- Duchesne, L., & Raulier, F. (2004). Description sommaire et analyse critique de l'approche de modélisation de l'aménagement forestier pour fins d'évaluation de la possibilité forestière. Dans Rapport détaillé du comité scientifique chargé d'examiner le calcul de la possibilité forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Qc, p 5-50.

- Flannigan, M.D., Logan, K.A., Amiro, B.D., Skinner, W.R., & Stocks, B.J. (2005). Future area burned in Canada. *Climate Change*, 72, 1–16.
- Fortin, M., & Langevin, L. (2010). ARTEMIS-2009: Un modèle de croissance basé sur une approche par tige individuelle pour les forêts du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n° 156, Qc, 68 p.
- Fourrier, A., Pothier, D., & Bouchard, M. (2013). A comparative study of long-term stand growth in eastern Canadian boreal forest: Fire versus clear-cut. *Forest Ecology and Management*, 310, 10-18.
- Gauthier, S., Leduc, A., Bergeron, Y., & Le Goff, H. (2008a). La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale*; Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, DD, Morin, H., Drapeau, P., Bergeron, Y., Eds, 61-78.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.A., Kneeshaw, D., Drapeau, P., Grandpré, L., Claveau, Y., & Paré, D. (2008b). Aménagement forestier écosystémique : Origines et fondements. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. 13-40.
- Gendreau-Berthiaume, B., Kneeshaw, D. D., & Harvey, B. D. (2012). Effects of partial cutting and partial disturbance by wind and insects on stand composition, structure and growth in boreal mixedwoods. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 85(4), 551-565.
- Grondin, P., Bélanger, L., Roy, V., Noël, J., & Hotte, D. (2003). Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuilletement). P. Grondin & A. Cimon (coordonnateurs). *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition*

forestière. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 131-174.

Hansen, M.C., Stehman, S.V., & Potapov, P.V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(19), 8650-8655.

Harvey, B., & Brais, S. (2002). Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian journal of forest research*, 32(4), 653-666.

Hatcher, R. J. (1960). Development of balsam fir following a clear-cut in Quebec. Technical Notes n° 87. Forest Research Division, Forestry Branch, Canada, 21 p.

Heinselman, M. L. (1981). Fire and succession in the conifer forests of northern North America. In *Forest succession: concepts and application* (pp. 374-405). New York, NY: Springer New York.

Hunter, M. L. (Ed.). (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge university press, 698 p.

Kangas, A., & Kangas, J. (2004). Probability, possibility, and evidence: approaches to consider risk and uncertainty in forestry decision analysis. *Forest Policy and Economics*, 6, 169-188.

Keenan, R., & Kimmins, J. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1(2), 121-144.

Kilkki, P., & Väisänen, U. (1986). Determination of the optimum cutting policy for the forest stand by means of dynamic programming. *Acta Forestalia Fennica* n° 102 article id 7613, 15 p.

- Kurkowski, T.A., Mann, D.H., Rupp, T.S., & Verbyla, D.L. (2008). Relative importance of different secondary successional pathways in an Alaskan boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 1911–1923.
- Laquerre, S., Leduc, A., & Harvey, B. (2009). Augmentation Du Couvert En Peuplier Faux-Tremble Dans Les Pessières Noires Du nord-ouest Du Québec Après Coupe Totale. *Ecoscience*, 16(4), 483-491.
- Marchand, W., & Desrochers, A. (2016). Temporal variability of aging error and its potential effects on black spruce site productivity estimations. *Forest Ecology and Management*, 369, 47-58.
- Matala, J., Ojansuu, R., Peltola, H., Raitio, H., & Kellomäki, S. (2006). Modelling the response of tree growth to temperature and CO₂ elevation as related to the fertility and current temperature sum of a site. *Ecological Modelling*, 199(1), 39-52.
- Morin, H. (1994). Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 730–741.
- Morin, H., Laprise, D., & Bergeron, Y. (1993). Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 1497–1506.
- Morris, R.F. (1948). How old is a balsam tree? *Forest Chronicle*, 24, 106-110.
- Nappi, A. (2013). Perturbations naturelles. Fascicule 1.5. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 29-39.

- Niklasson, M. (2002). A comparison of three age determination methods for suppressed Norway spruce: implications for age structure analysis. *Forest Ecology and Management*, 161, 279-288.
- Parent, S., & Morin, H. (2002). Reply-Effects of adventitious roots on age determination in balsam fir regeneration. *Canadian journal of forest research*, 32(7), 1296-1300.
- Pasalodos-Tato, M., Mäkinen, A., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J., Lämås, T., & Eriksson, L. (2013). Review. Assessing uncertainty and risk in forest planning and decision support systems: review of classical methods and introduction of new approaches. *Forest Systems*, 22(2), 282-303.
- Pasturel, T. (2013). Étude de la rentabilité de différentes stratégies d'aménagement. *Maîtrise en Sciences de l'Environnement*, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC. pp. 150.
- Payette, S. (1992). Fire as a controlling process in the North American boreal forest. A systems analysis of the global boreal forest, 144-169.
- Perron, N., Bélanger, L., & Vaillancourt, M. A. (2008). Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. Dans *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Chapitre, 6, 137-163.
- Phillips, D. L., Brown, S. L., Schroeder, P. E., & Birdsey, R. A. (2000). Toward error analysis of large-scale forest carbon budgets. *Global Ecology and Biogeography*, 9(4), 305-313.
- Porté, A., & Bartelink, H. H. (2002). Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecological modelling*, 150(1-2), 141-188.

- Pothier, D., & Auger, I. (2011). NATURA-2009 : un modèle de prévision de la croissance à l'échelle du peuplement pour les forêts du Québec. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 163, Qc, 56 p.
- Pothier, D., & Savard, F. (1998). Actualisation des tables de production pour les principales essences forestières du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles. Direction des inventaires forestiers, 183 p.
- Pothier, D., Prévost, M., & Auger, I. (2003). Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3), 573-583.
- Poulin, J. (2013). Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Bureau du forestier en Chef, Roberval, Qc, 53 p.
- Power, H. (2016). Comparaison des biais et de la précision des estimations des modèles Artémis-2009 et Artémis-2014 pour la surface terrière totale des peuplements forestiers avec et sans coupes partielles, sur une période de 40 ans. Ministère des forêts, de la faune et des parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 143, Qc, 22 p.
- Power, H., & Auger, I. (2018). Comparaison des performances des modèles Artémis-2014 et Natura-2014 en conditions opérationnelles. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Avis de recherche forestière n° 110, Qc, 2 p.
- Prégent, G., Bertrand, V., Charette, L., & Kirouac, R. (1996). Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'épinette noire au Québec. Mémoire de recherche forestière n° 118, Qc, 88 p.

- Reckhow, K. H. (1994). Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making. *Ecological Modelling*, 72(1-2), 1-20.
- Reich, P., Bakken, P., Carlson, D., Frelich, L., Friedman, S., & Grigal, D. (2001). Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology*, 82(10), 2731-2748.
- Remsoft. (2006). Woodstock user guide. Remsoft Inc., Fredericton, NB, Canada, 265 p.
- Ressources Naturelles Canada. (2020). The State of Canada's Forests. Annual Report 2020. Canadian Forest Service, Ottawa, 88 p.
- Rheault, H. (2013). Optimisation. Fascicule 2.6. Dans Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 67-69.
- Rodriguez-Baca, G., Raulier, F., & Leduc, A. (2016). Rating a wildfire mitigation strategy with an insurance premium: a boreal forest case study. *Forests*, 7(5), 107.
- Rondeux, J. (2021). La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Presses agronomiques de Gembloux, 738 p.
- Rowe, W. D. (1994). Understanding uncertainty. *Risk analysis*, 14(5), 743-750.
- Ruel, J. C., Fortin, D., & Pothier, D. (2013). Partial cutting in old-growth boreal stands: An integrated experiment. *The Forestry Chronicle*, 89(3), 360-369.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P., & Robitaille, A. (1998). Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un des éléments du système

hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'aubelle*, n° 124, 12 p.

Spittlehouse, D. L. (2008). *Climate Change, Impacts and Adaptation Scenarios: Climate change and forest and range management in British Columbia*. BC, 47 p.

Stocks, B. J., Mason, J. A., Todd, J. B., Bosch, E. M., Wotton, B. M., Amiro, B. D., ... & Skinner, W. R. (2002). Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D1), FFR-5.

Van Deusen, P. C. (2001). Scheduling spatial arrangement and harvest simultaneously. *Silva Fennica*, 35(1), 85-92.

Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., Van Der Sluijs, J. P., Van Asselt, M. B., Janssen, P., & Krayen von Krauss, M. P. (2003). Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated assessment*, 4(1), 5-17.

Weiskittel, A. R., Hann, D. W., Kershaw Jr, J. A., & Vanclay, J. K. (2011). *Forest growth and yield modeling*. John Wiley & Sons Ltd., Oxford, Angleterre, 415 p.

Wright, E. F., Coates, K. D., Canham, C. D., & Bartemucci, P. (1998). Species variability in growth response to light across climatic regions in northwestern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(6), 871-886.

Zarnovican, R. (1981). À propos de l'âge du sapin baumier et de sa détermination. *Canadian Journal of Forest Research*, 11(4), 805-811.