UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Importance socioéconomique et environnementale des plantations de Cupressus lusitanica, Eucalyptus spp et i Pinus patula à Kaziba (République Démocratique du Congo)

Mukenge Namubamba, Adolphe; Sous-direction du : Prof Manirakiza Diomède

2023-02
UB, FSEG
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/2051

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

UNIVERSITE DU BURUNDI

FACULTE DES SCIENCES ECONOMIQUES ET DE GESTION

Département d'économie rurale et des entreprises agro-alimentaires

Importance socioéconomique et environnementale des plantations de *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus spp* et *Pinus patula* à Kaziba (République Démocratique du Congo)

Mémoire présenté et soutenu en vue de l'obtention du diplôme de Master en économie rurale, sociale et environnementale
Option : Economie de l'environnement et des ressources naturelles

Par

MUKENGE NAMUBAMBA Adolphe

Sous-direction du
Prof MANIRAKIZA Diomède

Bujumbura, Février 2023

Identification des membres du jury :

- Président : Pr. Willy Marcel NDAYITWAYEKO
- Directeur : Pr. Diomède MANIRAKIZA
- Secrétaire : Dr. Belyse MUPFASONI

In memoriam

A mon neveu Calvin MITIMA, décédé pendant que je récoltais les données dendrométriques.

Dédicace

A mes parents Cizungu NAMUBAMBA NTALINDWA III et NZIGIRE M'RUGUDUKA

A mes frères, sœurs, neveux et nièces

A mes amis

Remerciement

Cette recherche est le fruit d'une collaboration de plusieurs personnes, je voudrais m'adresser ici à un échantillon non représentatif.

Prof Diomède MANIRAKIZA, cher directeur, cher maître, j'aurai voulu soutirer le centième de vos capacités humaines et scientifiques, hélas, ceci reste une ambition démesurée. Avec votre sourire, vous m'avez stimulé à travailler davantage, par votre rigueur scientifique vous m'avez appris et poussé à faire mieux. J'espère cher Prof de ne vous avoir pas trop dérangé en frappant à votre porte à l'improviste. Cette rigueur émérite, a permis l'aboutissement de ce mémoire, fruit d'une compréhension mutuelle. Acceptez donc mes sincères remerciements.

Dr Belyse MUPFASONI et Prof Willy M. NDAYITWAYEKO, vous avez accepté d'évaluer ce mémoire, vos contributions et remarques m'ont permis à l'aboutissement de ce mémoire. Acceptez mes sincères remerciements.

Marc KALEMBU et MUKENGERE BAGULA Espoir, merci pour vos orientations et vos apports sur l'analyse cartographique de la dynamique d'occupations du sol à Kaziba. AKSANTI Joël, Samson BAKENDIRE, Lebon MUNYWESA, USHINDI, Jules MUSHAGALUSA, Fidel LUKUMWIRE, BATUMIKE MASUMBUKO, Gloire BASIMIKE, Samuel, AMPIRE, Destin MITIMA… avec vous, j'ai constitué une équipe de collecte des données, je ne saurais vous remercier autant. Que le très Haut vous procure davantage.

Cizungu NAMUBAMBA NTALINDWA et NZIGIRE M'RUGUDUKA, chers parents, tout en ayant un niveau d'instruction bas, m'ont poussé sur le chemin de l'école. Mes études, d'abord primaires, secondaires et universitaires ensuite, ont été un véritable sacrifice pour toute notre famille. Je sais que vous allez fournir un peu d'effort pour lire ce travail, que nos ancêtres vous fassent comprendre qu'en le rédigeant j'ai profondément songé à vous honorer. Tous mes respects à votre égard chers géniteurs.

Vous êtes nombreux à m'avoir soutenu, au risque d'en oublier certains, je m'abstiens à citer vos noms. De manière exceptionnelle je citerais NDEKO MUBEMBE Diop, ami de lutte qui m'a toujours encouragé et soutenu tout au long de ce cursus. Que le Dieu, en qui je crois, te procure davantage.

Je cite, une personne spéciale de par ses soutiens et les relations qui nous lient. Angélique FURAHA MARHEGEKO, je ne saurais te remercier. Cependant, une chose dont je suis sûr, ce que déjà ce mémoire est pour nous un acquis dont ta contribution est inestimable. Mes respects à toi.

Mes chers frères et sœurs, neveux et nièces, vous êtes nombreux et de ce fait je m'abstiens à citer vos noms, de tous vos encouragements, dévouements et assistance. A mes amis(es), je sais que vous êtes aussi nombreux. Que le Dieu en qui je crois, vous procure davantage.

Résumé

Les plantations forestières sont devenues l'une des options importante de réduction des émissions des Gaz à effets de serre (GES) dans le monde. Elles fournissent aussi du revenu à leurs propriétaires à travers les services tels que le bois d'œuvre, le bois de chauffe et le charbon. Plusieurs auteurs le recommandent comme étant parmi les moyens efficaces d'atténuation des impacts du changement climatique. Ainsi, ils montrent que l'usage des plantations pour la production du bois et du carbone en même temps, est une stratégie de gestion optimale qui permettrait aux propriétaires de maximiser leurs valeurs actuelles nettes (VAN). De ce fait, il est important que les propriétaires forestiers de Kaziba aussi soient informés sur les VAN qui maximisent la production du bois et du carbone dans leurs plantations afin qu'ils décident pour quel usage de gestion opter. Pour y arriver, cette étude a évalué d'abord la part de ces plantations dans le revenu des ménages au travers le modèle de régression par commutation endogène. Ensuite, l'étude détermine la dynamique de l'occupation du sol par ces plantations au travers la méthode cartographique de classification supervisée. Enfin, l'étude s'est concentrée à évaluer leurs VAN optimale pour la production du bois seulement d'abord et par la suite pour la production du bois et du carbone en même temps au travers le modèle d'optimisation. Les données d'enquête collectées auprès d'un échantillon de 463 ménages de Kaziba et les données dendrométriques collectées sur 1986 arbres pour *Cupressus lusitanica*, 1370 arbres pour *Eucalyptus spp*, et 1228 arbres pour *Pinus patula* ont été utilisées. Nos résultats indiquent que les plantations forestières au fil du temps ont connu deux étapes d'évolutions. La première entre 2000 et 2010 dominée par la plantation des arbres. La deuxième entre 2010 et 2020 concentrée essentiellement sur la récolte du bois. En effet, les ménages qui ont les plantations forestières, ont un revenu moyen annuel cinq fois élevé (4717,9US$) que ceux qui n'en ont pas (947,1US$). Par contre, les résultats de l'analyse contrefactuelle montre que si ces derniers planteraient les arbres, ils pourraient réaliser un revenu moyen supplémentaire de 17241,3US$, soit une augmentation de 95%. Par ailleurs, les résultats d'optimisation indiquent que si ces plantations servaient pour séquestrer le carbone, la VAN optimale serait de 40364,96$/ha. Cette VAN est sensible au prix du carbone et au taux d'actualisation. L'âge de rotation optimale pour la maximisation des bénéfices de la production du bois ou du carbone est respectivement de 24 ans pour le cyprès ; 22 ans pour le pinus et 7 pour l'eucalyptus. L'utilisation de ces forêts pour la production du bois et du carbone en même temps est plus optimale que la production du bois seulement. Les propriétaires forestiers ont eux-mêmes souhaité adopter cette option de gestion s'ils recevaient des paiements directs et cela initialement.

Mots-clés : bio carbone, marché du carbone, optimisation et revenu

Abstract

Forest plantations have become one of the important options for reducing greenhouse gas (GHG) emissions worldwide. They also provide income to their owners through the production of several services including timber, fuelwood and carbon. Several authors have recommended it as an effective way of mitigating the impacts of climate change. Thus, they show that the use of plantations for timber and carbon production at the same time is an optimal management strategy that would allow owners to maximise their net present values (NPV). It is important that forest owners in Kaziba should also be informed about the NPVs that maximise timber and carbon production in their plantations so that they can decide which management usage to opt for. To achieve this, this study first assessed the share of these plantations in household income through the endogenous switching regression model. Secondly, the study determined the dynamics of the land use of these plantations through the mapping method of supervised classification. And finally, the study evaluated their optimal NPVs for timber production only first and then for timber and carbon production at the same time through the optimisation model. Survey data collected from a sample of 463 households in Kaziba and dendrometric data collected on 1986 trees for *Cupressus lusitanica*, 1370 trees for *Eucalyptus spp*, and 1228 trees for *Pinus patula* were used. Our results indicate that forest plantations have undergone two stages of evolution over time. The first between 2000 and 2010 was dominated by tree planting. The second between 2010 and 2020 focused mainly on timber harvesting. Indeed, households with forest plantations have an average annual income five times higher (US$4,717.9) than those without (US$947.1). In contrast, the results of the counterfactual analysis show that if the latter were to plant the trees, they could achieve an additional average income of US$17241.3, an increase of 95%. Furthermore, the optimisation results indicate that if these plantations were used to sequester carbon, the optimal NPV would be $40364.96/ha. This NPV is sensitive to the price of carbon and the discount rate. The optimal rotation age for maximising benefits from wood or carbon production is 24 years for cypress; 22 years for pinus and 7 years for eucalyptus respectively. Using these forests for both wood and carbon production at the same time is more optimal than wood production alone. The forest owners themselves wanted to adopt this management option if they received direct payments and this was initially the case.

Keywords: bio carbon, carbon market, optimisation and income

Table des matières

Identification des membres du jury : i
In memoriam ii
Dédicace iii
Remerciement iv
Résumé v
Abstract vi
Table des matières vii
Liste des tableaux x
Liste des figures x
Liste des sigles et abréviations xi
Avant-propos xii
0. INTRODUCTION GENERALE 1
0.1. Contexte et problématique 1
0.2. Objectifs de recherche 6
0.2.1. Objectif global 6
0.2.2. Objectifs spécifiques 6
0.3. Hypothèses de recherche 6
0.4. Intérêt du travail 7
0.5. Délimitation et subdivision du travail 7
CHAP. I. REVUE DE LA LITTERATURE 8
I.1. THEORIE DE L'OFFRE DU BOIS 8
I.1.1. Cadre théorique de l'offre du bois 8
1.1.2. Etudes micro économétriques de la maximisation de l'utilité de l'offre du bois 9
I.2. MODELISATION DE LA GESTION OPTIMALE DES FORETS 12
I.2.1. Gestion forestière optimale lorsque seul le bois a une valeur marchande 13
I.2.2. Gestion forestière optimale incluant les valeurs d'agrément et la séquestration du carbone 15
I.3. POLITIQUES PUBLIQUES POUR LA GESTION DES FORÊTS 18
I.3.1. Aperçu sur les politiques forestières en rdc 24
Conclusion du chapitre I 25
CHAPITRE II. MILIEU D'ETUDE ET METHODOLOGIE 27
I. MILIEU D'ETUDE 27
II. MATERIELS ET METHODES 28
II.1. ANALYSE DE LA PART DU REVENU FORESTIER DANS LE REVENU DES MENAGES 28
II.1.1. Collecte des données 28
II.1.2. Détermination de la taille d'échantillon 28
II.1.3. Cadre de modélisation empirique de la part du revenu forestier dans le revenu des ménages 29

II.1.4. Approche d'estimation 31
II.1.5. Revenu observé, revenu contrefactuel et gains relatif à la participation dans les activités forestières....32
II.1.6. Description des variables utilisées dans le modèle de participation et dans les équations des revenus....33
II.2. ESTIMATION DE LA VALEUR DU CARBONE ET DU BOIS....34
II.2.1. Collecte des données dendrométriques 34
II.2.2. Estimation de la biomasse aérienne par les équations allométrique....38
II.2.3. Valorisation monétaire du stockage et séquestration de carbone....39
II.2.4. Valorisation monétaire du bois à Kaziba....40
II.2.5. Analyses statistiques 40
II.3. MODELISATION DE L'OPTIMISATION DU BOIS ET DU CARBONE....41
II.3.1. Description du modèle d'optimisation de Faustmann 41
II.3.2. Le modèle d'optimisation de l'offre du bois 42
II.3.3. Le modèle d'optimisation de l'offre du bois et du carbone à la fois 42
II.3.4. Méthodes d'optimisation....43
Conclusion du chapitre II....43
CHAP. III. RESULTATS ET DISCUSSIONS 45
III.1. PART DU REVENU FORESTIER DANS LE REVENU DES MENAGES A KAZIBA 45
Revenu observé, revenu contrefactuel et gain de revenu dus à la participation aux activités forestières à Kaziba....46
III.2. DYNAMIQUE DE L'OCCUPATION DU SOL A KAZIBA 47
III.2.1. Etat de l'occupation du sol en 2000....47
III.2.2. Etat de l'occupation du sol en 2010....47
III.2.3. Etat de l'occupation du sol en 2020....47
III.2.4. Etat de la dynamique d'occupation du sol entre 2000-2010 et 2010-2020....49
III.3. ESTIMATION DU CARBONE ET DU VOLUME DU BOIS DANS LES PLANTATIONS DE KAZIBA....51
III.3.2. Analyse de la variabilité des variables dendrométriques, du volume du bois et du carbone entre les différentes espèces sous étude....53
III.3.3. Relation entre le carbone séquestré et les paramètres dendrométriques de base....53
III.4. COUT D'EXPLOITATION ET VALEUR DES PLANTATIONS FORESTIERES DE KAZIBA....55
III.4.1. Structure des coûts d'exploitation des forêts à Kaziba 55
III.4.2. Valeur des plantations forestières de Kaziba en 2022 56
III.5. AGE OPTIMAL DE RECOLTE DU BOIS ET DE SEQUESTRATION DU CARBONE DANS LES PLANTATIONS FORESTIERES DE KAZIBA....57
III.6. RESULTATS DES VAN OPTIMALES DU BOIS ET DU CARBONE....58

III.7. PREFERENCE REVELEE DES PROPRIETAIRES FORESTIERS POUR LE PROJET DE MISE EN COMMUN DU CARBONE 60
III.8. DISCUSSIONS DES RESULTATS 65
III.8.1. Part du revenu forestier dans le revenu des ménages 65
III.8.2. Dynamique d'occupation du sol 66
III.8.3. Valeur du bois et du carbone produits dans les plantations forestières de Kaziba 68
III.8.4. Accès au marché carbone par les exploitants forestiers de Kaziba 72
Conclusion du chapitre III 77
CONCLUSION GENERALE 79
Implications politiques de l'étude 81
Limites et perspectives 82
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 83
ANNEXE 100
1. Dynamique d'occupation du sol à Kaziba 100
2. Attitudes des ménages vs stratégies de gestion forestière à Kaziba 100
3. Effet des activités forestières sur le revenu des ménages 101
4. Questionnaire d'enquête 104

Liste des tableaux

Tableau 1 : Spécification des variables 33
Tableau 2 : description des variables dendrométriques 37
Tableau 3 : Description des images utilisées 37
Tableau 4 : Revenu des ménages estimé à partir des données d'enquête 45
Tableau 5 : Effet des activités forestières sur le revenu des ménages 46
Tableau 6 : synthèse des résultats d'occupation du sol en 2000, 2010 et 2020 48
Tableau 7 : Etat de la dynamique d'occupation du sol entre 2000-2010 et 2010-2020 49
Tableau 8 : Moyenne des variables par espèces 51
Tableau 9 : estimation de la moyenne du carbone et du volume du bois par hectare 52
Tableau 10 Résultat de l'analyse de la variance 53
Tableau 11 : structures des coûts d'exploitation des plantations forestières de Kaziba 55
Tableau 12 : Estimation de la valeur du bois et du carbone à Kaziba 56
Tableau 13 : Equation de croissance du bois 57
Tableau 14 : Equation de séquestration et de croissance du carbone 57
Tableau 15 : Valeur actuelle nette des cas des forêts avec changement du taux d'actualisation et du prix du carbone 59
Tableau 16 : Méthode de paiement pour le PSE 60
Tableau 17 : Détection de changement dans l'occupation de sol à Kaziba (2000, 2010, 2020) 100
Tableau 18 : Participation au projet communautaire de protection de séquestration du carbone et conservation de la biodiversité 100
Tableau 19 : Valeur des espèces de sous-bois dans les plantations forestières 100
Tableau 20 : stratégies de récolte du bois dans les plantations forestière de Kaziba. 100
Tableau 21 : Statistique descriptive des variables 101
Tableau 22 : Paramètres estimés du test de validation des instruments sélectionnés 102
Tableau 23 : Equation de participation et des revenus des ménages 102

Liste des figures

Figure 1 : carte géographique du site d'étude 27
Figure 2 : Carte d'occupation des sols 2020 34
Figure 3 : cartes d'occupation des sols à Kaziba. De gauche à droite, la première image présente l'occupation des sols en 2000, la deuxième en 2010 et la dernière en 2020 48
Figure 4 : Carte de détection du changement dans l'occupation des sols à Kaziba. 50
Figure 5 : variabilité des variables dendrométriques de base, du carbone et du volume de bois par espèce 52
Figure 6 : relation entre le carbone et les paramètres dendrométriques de base 54
Figure 7 : relation entre le carbone et les paramètres dendrométriques de base par espèces 54
Figure 8 : Valeur actuelle nette (en US$/ha) pour différente rotation d'âge et pour le taux d'actualisation de 10%, prix du bois de 21.25US$/$m^3$ du bois. 58
Figure 9 : Consentement à recevoir pour conserver les arbres jusqu'à 30 ans plantations forestières de Kaziba 61
Figure 10 : méthode de paiement du carbone selon les caractéristiques des ménages 62
Figure 11 : participation au projet de mise en commun du carbone selon les caractéristiques des ménages 62
Figure 12 : consentement à recevoir pour le report de la récole du bois en vue de promouvoir la séquestration du carbone 63

Liste des sigles et abréviations

- ANOVA: Analyse de la variance
- BAU: Business-as-usual
- CCNUCC: Convention cadre des nations unies sur le changement climatique
- COP: Conférences de parties
- CSA : Association Canadienne de normalisation
- DCP : Document de conception du projet
- DHP : Diamètre à hauteur de poitrine
- Diff in Diff: Difference in difference
- ESR: Endogenous switching regression
- ETM+ : Enchanced Thematic Mapper
- FAO: Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
- FI : Fairtrade International
- FIML: Procédure de vraisemblance maximale à information complète
- FSC : Forest stewardship council
- GES : Gaz à effet de serre
- GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat des Nations unies
- GS : Gold Standard
- IPCC : Intergouvernmental Panel on climate change
- MDP : Mécanismes de Développement Propre
- MENT : Ministère de l'environnement, du tourisme et de la conservation de la nature de la RDC
- NERF: Niveau d'émission de référence pour les forêts
- OLI: Operational Land Imager
- ONG: Organisation non gouvernementale
- ONS : Organisation de Normalisation Standard
- PFNL: Produits forestiers non ligneux
- PSE : Paiement pour les services écosystémiques
- PSM: Propensity score matching
- RDC: République Démocratique du Congo
- REDD+ : Réduction des émissions de gaz à effet de serre dues à la déforestation et à la dégradation des forêts
- RMI: Ratio de Mills inverse
- R-PP: Readiness preparation proposal
- RUM: Modèles d'utilités aléatoires
- UNFCCC : United Nations Framework Convention on Climate Change
- VAN : Valeur actuelle nette
- VCS : Verified carbon standard
- WRI : World Resources Institute
- WRM: World rainforest movement
- WWF : World Wildlife Fund

Avant-propos

Ce mémoire rentre dans le cadre d'obtention du diplôme de master en économie rurale, sociale et environnementale dans l'option économie de l'environnement et des ressources naturelles. Il étudie l'importance socioéconomique et environnementale des plantations forestières de Kaziba. Deux constats majeurs ont motivé la réalisation de ce mémoire. Le premier constat est que les plantations forestières sont devenues l'une des options importantes de réduction de GES dans le monde, et donc de réduction ou d'atténuation de leurs effets. Ce qui a conduit aux décideurs politiques à les considérer comme un des fondements majeurs de la politique internationale sur le changement climatique mis en place par le Protocol de Kyoto. Le second constat est que ces plantations en dépit de son rôle dans la réduction de GES, constituent une source importante du revenu des ménages propriétaires au travers ses divers produits que sont le bois de chauffe, le bois d'œuvre, le carbone, etc… Malheureusement, dans le pays en développement la grande partie de ces plantations sont du secteur privé, gérées d'une manière non optimale et selon les préférences des propriétaires. Souvent les propriétaires ignorent que le carbone séquestré dans leurs plantations constitue aussi une source importante du revenu à maximiser et à intégrer dans leurs stratégies de gestion. C'est pourquoi ils focalisent leur gestion à la production du bois seulement avec une courte rotation et une stratégie de récolte du bois basée sur la coupe à blanc. Ce qui perturbe la biodiversité, le stock de carbone,… dans ces plantations et ne permet plus à la société d'atteindre l'objectif environnemental de réduction de la concentration de GES dans l'atmosphère.

Ce mémoire s'est orienté aux plantations forestières de Kaziba au Sud-Kivu à l'est de la RDC dans le but de proposer une option de gestion optimale de ces plantations forestières permettant d'une part à leurs propriétaires de maximiser le revenu issu du bois de chauffe et du carbone et d'autre part à la société entière d'en maximiser leurs bénéfices sociaux et environnementaux.

0. INTRODUCTION GENERALE

0.1. Contexte et problématique

Les forêts jouent d'importants rôles dans le monde. Elles rendent de nombreux services, entre autres, le recyclage des nutriments, la régulation du climat, la stabilisation des sols, le recyclage des déchets, la création d'habitats naturels, sans oublier toute une pléiade de loisirs en plein air. Ces services, évalués de façon conservatrice, valent plus de 4,7 trillions de dollars, soit l'équivalent de dix pour cent du produit mondial brut. Les forêts fournissent également des biens, tels que : nourritures, médicaments et un large éventail de produits forestiers (Bleyer et al., 2016; Chevassus-Au-Louis & Pirard, 2011; Folke, 2006). Elles couvrent 3,9 milliards d'hectares soit environ un tiers de la superficie terrestre du globe.

Malheureusement, elles sont sujettes à des exploitations illégales qui les dégradent (Valsta et al., 2017). Selon la FAO, plus ou moins 94 millions d'hectare des forets seraient perdues depuis la décennie dernière. Avec les exploitations illégales forestières, le World Resources Institute (WRI) estime que 40% des forêts naturelles intactes seront disparues d'ici 10 à 20 ans (FAO, 2021) et cela conduira à d'énormes pertes économiques, à la destruction de l'habitat, à la réduction de la biodiversité et à la réduction de leurs capacités à séquestrer le carbone.

Pourtant par l'accord de Copenhague, les forêts ont été reconnues comme la principale option d'élimination et de réduction de l'accroissement des concentrations de gaz à effet de serre (GES) (gaz carbonique CO2, méthane CH4, oxyde nitreux N2O) dans l'atmosphère. Cela après avoir constaté que l'accroissement des concentrations des GES constituait déjà la principale cause du changement climatique (Hoegh-Guldberg et al., 2018). C'est ainsi que cet accord s'est engagé également à financer la promotion et la conservation des forêts dans le monde et spécialement dans les pays en développement dans le but d'accroitre leur capacité de séquestration du carbone (UNFCCC, 2009).

Les forêts ont une grande influence sur le cycle du carbone (Valsta et al., 2017) et dans l'atténuation de ce phénomène climatique (Sohngen & Fuss, 2010). Elles absorbent le carbone pour la photosynthèse et le stockent dans la végétation et dans le sol. Leurs réservoirs de stockage sont estimés à 652 gigatonnes de carbone (Gt C) pour la végétation et 1500 à 2000 Gt C pour le sol (jusqu'à un mètre de profondeur) (Bravo et al., 2008; Bravo, Jandl, et al., 2017; IPCC, 2007). Cela fait d'elles des puits de carbone importants plus que tout autre écosystème. C'est dans ce sens qu'actuellement elles font objet de protection car l'on estime que tout

changement de mode d'usage peut avoir aussi des effets considérables sur leur capacité de séquestrer du carbone (Bravo, del Río, et al., 2017).

Parallèlement, le changement climatique entraîne également une perte de biodiversité, qui constitue une menace réelle pour les moyens de subsistance, la sécurité alimentaire et la santé des pauvres. Là encore, les forêts et les changements dans les pratiques de gestion forestière peuvent contribuer à préserver la biodiversité (Nghiem, 2011). En guise de réponse et au-delà d'être traité par l'accord de Copenhague, le changement climatique a aussi préoccupé à la fois des chercheurs et des politiciens de différents pays dans d'autres protocoles et conférences de parties (COP). C'est le cas du protocole de Kyoto à l'issue duquel des mesures contraignantes comme la plantation des arbres furent adoptées (CCNUCC, 1997).

Cette mesure a conduit à la mise en place des programmes de reboisements dans différents pays et qui, après 2012, furent considérer comme le fondement de la politique internationale sur le changement climatique. L'objectif est d'une part, réduire la concentration de dioxyde de carbone (Kooke et al., 2019) ; d'autres parts soutenir les propriétaires des forêts en leur conférant la capacité de vendre le carbone séquestré par leurs forêts pour une gestion protectrice de l'environnement et de la biodiversité. Notamment en mettant en place un marché mondial de crédits de carbone (via l'échange de droits d'émission) et d'autres mécanismes qualifiés des *mécanismes de développement propres* (MDP)[1] (Gross & Matsuo, 2017; World Bank, 2021).

En comparaison, le coût global d'une politique climatique avec la foresterie comme option de réduction est de 3000 milliards de dollars moins cher qu'une politique sans foresterie (Nordhaus, 2007 ; Tavoni et al., 2007). Ces chiffres suggèrent fortement que l'absorption du carbone devrait être introduite dans la stratégie de gestion des forêts pour augmenter leur valeur (Sohngen & Fuss, 2010). Ainsi, Sohngen & Fuss (2010) écrivait « Si la société est à la fois sérieuse en matière d'atténuation du climat et sérieuse en matière de maîtrise des coûts, il n'y a guère d'autre choix que de développer des programmes qui augmentent le stock de carbone dans les forêts. »

[1] le mécanisme de développement propre (MDP) est un dispositif prévu par le protocole de Kyoto qui permet aux pays industrialisés ayant pris un engagement de réduction des émissions de gaz à effet de serre (appelés pays de l'annexe B) d'investir dans des projets de réduction des émissions dans les pays en développement comme alternative à des réductions d'émissions plus coûteuses dans leur propre pays (CCNUCC)

La RDC compte 145 millions d'hectares (ha) de forêts répartis entre 4 grands écosystèmes : la forêt dense humide, les forêts de montagne, la forêt claire (de type Miombo) et la mosaïque savane-forêt. L'ensemble des forêts congolaises séquestre actuellement un stock de carbone qui peut être estimé à 40 Gigatonnes (Gt), soit l'équivalent de 140 Gt d'émissions potentielles de CO2e (FAO, 2021).

Malheureusement, comme au niveau mondiales, les forêts de la RDC sont menacées par la déforestation conduisant à une perte annuelle d'environ 1 million d'hectares de forêts entre 2010 et 2014, soit une augmentation de près de 11% du taux annuel de déforestation durant la période 2000-2010 (Kengoum et al., 2020; MENT[2], 2014). En 2030, la déforestation atteindrait 12 à 13 millions ha et la dégradation 21 à 22 millions ha. Les émissions associées seraient de 390 à 400 Millions de tonnes (Mt) de CO2e en 2030, représentant une croissance annuelle des émissions entre 3 et 4% sur la période 2010 à 2030[3]. Etant donné que ces menaces sont irréversibles, là encore les forêts plantées apparaissent comme un « moindre mal » pour protéger les vestiges de végétation indigène (Nghiem, 2011) et un moyen pour le pays à contribuer à la réalisation de la politique internationale sur le changement climatique.

Selon la FAO (2021), les forêts plantées représentent environ 7% de la surface forestière mondiale. Elles couvrent une superficie de 294 millions d'hectares soit environ 2% de la surface mondiale des terres. Ces forêts plantées jouent un rôle important en fournissant du bois d'œuvre, des fibres, du bois de chauffe et des produits forestiers non-ligneux pour des usages industriels et non-industriels (Bauhus et al., 2010).

Les forêts plantées, lorsqu'elles sont gérées de manière optimale, jouent essentiellement deux fonctions : celle de protection et celle de production ligneuse. Avec la première fonction, elles fournissent des services environnementaux comme la protection des sols et de l'eau, la réhabilitation des terres dégradées, la restauration des paysages, le développement des habitats et la séquestration du carbone (Kasten Dumroese et al., 2015 ; Razakamanarivo et al., 2010). Parallèlement à la seconde fonction, elles contribuent à fournir des services sociaux et un appui aux moyens de subsistance comme le développement régional, la génération des revenus, la création d'emplois et le loisir (FAO, 2021).

[2] Ministère de l'environnement, du tourisme et de la conservation de la nature de la RD du Congo
[3] Selon le scénario de référence BAU (Business-as-usual) de l'évolution de la dégradation et de la déforestation en RDC et des émissions y afférentes a été développé sur la base d'hypothèses volontaristes de développement socio-économique et démographique de la RD du Congo.

En RDC, les premières plantations ont été rependues dans les montagnes du Rift Albertin, vers les années 1900. Les espèces comme *l'Eucalyptus spp, Grevillea robusta, Podocarpus usambarensis, Leucaena glauca, Cupressus lusitanica, Casuarina equisitifolia, Maesopsis eminii, Sena spectabilis* ont été les plus rependues dans les provinces du Nord et du Sud-Kivu. Ces espèces ont été introduites dans ces régions pour répondre aux besoins énergétiques, de bois d'œuvre, des richesses ou tout simplement pour la restauration des paysages (M'Mpango et al., 2018).

Cependant les surfaces occupées par ces forêts plantées augmentent d'années en années. Cela non seulement parce que la demande du bois continue de croître et que l'offre du bois provenant des forêts naturelles diminue (FAO, 2021). Mais, aussi par ce que le pays a mis en place des projets d'afforestation et de reforestation pour la constitution des puits carbone à travers le cadre pour la réduction de ses émissions issues de la déforestation et de la dégradation forestière (REDD+) (Kengoum et al., 2020). L'un de ces projets encours est le programme de reboisement de 1 milliards d'arbres d'ici 2023 du ministère de l'environnement.

Il est à noter que ces projets représentent plusieurs avantages. L'on estime premièrement qu'ils couvrent actuellement 35% du potentiel total de réduction et de séquestration (MENT, 2014). Secondairement, ils sont réalisés à des coûts relativement bas (35% du potentiel, situés entre €1 et 1,6/t CO_2e pour la reforestation et €3 à 4,2/t CO_2e pour l'afforestation) (Kengoum et al., 2020; Onu-redd, 2015; Tchatchou et al., 2015).

Malheureusement, les attitudes, les objectifs, les options de gestion et les valeurs des propriétés forestières privés ainsi que leurs politiques règlementaires (éligibilité et modalités pour le PSE) ne sont pas documentés dans le pays (Froger et al., 2016) contrairement dans d'autres régions. Pourtant, des chercheurs et politiciens recommandent une gestion de plantations forestières privées et publiques à des fins d'utilisations multiples en vue de maximiser leur valeur actuelle nette pour la production du bois, du carbone et la conservation de la biodiversité en même temps.

Certaines études menées pour les cas des forêts plantées privées au Sud-Kivu, montrent un cas de gestion non optimale de la plupart des espèces d'arbres à croissance rapide (M'Mpango et al., 2018). D'une part, la majorité des exploitants forestiers appliquent une pratique de coupe à blanc qui détruit l'habitat et entraîne une grave perte de biodiversité (Nghiem, 2011). D'autre part, l'âge de rotation est court et le bois est souvent récolté à l'âge de 5 ans (M'Mpango et al., 2018).

Pourtant, Nghiem (2015) et Razakamanarivo *et al.* (2010) démontrent que cet âge est inférieur à l'âge optimal de récolte qui prend en compte à la fois la production du bois, le carbone et la protection de la biodiversité. (Etrillard, 2016; Froger et al., 2016; M'Mpango et al., 2018) admettent que les facteurs à la base d'une telle gestion peuvent être attribuables au résultat des besoins de base quotidiens des propriétaires forestiers, au manque de capital d'investissement et à l'absence de PSE et des marchés carbone.

Les marchés du carbone présentent plusieurs avantages pour les agriculteurs, y compris les agriculteurs forestiers des pays en développement. Ils les offrent la possibilité d'un revenu supplémentaire (Howard et al., 2015). A titre d'exemple, il est devenu possible que les projets de réduction certifiée des émissions dans le cadre du MDP proviennent d'actions impliquant des activités d'utilisation des terres, de changement d'affectation des terres et de foresterie. Ces projets sont proposés par des entreprises en partenariat avec des gouvernements et des organisations non gouvernementales dans les pays en développement (Estrada et al., 2015).

Dans ce cadre, la REDD+ récompense financièrement les pays en développement qui conservent le carbone stocké dans leurs forêts naturelles, afin d'éviter que la croissance économique de ces pays ne se fasse au détriment des services environnementaux promus par ces forêts. Sa contribution au volume de tonnes de CO2 échangées sur les marchés volontaires du carbone a augmenté au fil du temps (Diaz et al. 2011). Ces transactions volontaires sont effectuées dans le but d'assurer une réserve de marché dans le cadre de la Convention sur le climat. Diaz et al. (2018) ont montré qu'en 2007, le volume de $CO2e$[4] négocié dans le cadre des projets REDD+ était de 1,2 million de tCO2e, alors qu'en 2015, cette valeur a augmenté à 19,5 millions de tCO2e. Les projets de boisement et de reboisement sont passés de 3,5 millions de tCO2e en 2007 à 5,8 millions de tCO2e en 2015.

On prétend que la RDC pourrait gagner beaucoup sur ces marchés en valorisant ses pratiques forestières en termes de crédits carbone (Froger et al., 2016; Kengoum et al., 2020; Onu-redd, 2015). Malheureusement encore, il n'y a quasiment pas d'études dans le pays qui ont examiné ce potentiel dans les forêts plantées privées. Ce qui fait que les avantages liés restent méconnus. On estime alors, si l'on se réfère aux études menées ailleurs (Current et Scherr, 1995; Nghiem, 2015 et Nghiem, 2011), que le fait de ne pas intégrer la valeur du carbone ou des PSE dans la gestion de forêts plantées conduit à sous-estimer leurs valeurs réelles. Tout comme il est aussi

[4] Le CO2e (le CO2 équivalent) représente la somme de toutes les émissions de gaz à effet de serre équivalant à la contribution potentielle du CO2 à l'effet de serre.

évident que les politiques de développement les négligent aussi et son lien sur la pauvreté. Pourtant les crédits carbone devraient être intégrés déjà dans les politiques gouvernementales du pays d'abord, comptabilisés comme source des revenus tant au niveau nationale qu'au niveau des propriétaires forestiers privés ensuite.

C'est ainsi que cette étude s'oriente particulièrement aux forêts plantées de Kaziba au Sud-Kivu pour contribuer à ce gap. D'une part, l'étude analyse la part du revenu du bois dans le revenu des ménages propriétaires des plantations forestières dans la région en utilisant une régression par commutation endogène. D'autres parts, l'étude détermine les valeurs actuelles nettes optimales de ces forêts en élargissant le modèle d'optimisation du bois de Faustmann au carbone. Dans cette perspective, notre étude se propose de répondre à la question suivante : « quelle est l'importance socioéconomique et environnementale des plantations forestières de Kaziba ? ». De manière spécifique, l'étude envisage à répondre aux questions suivantes :

- Quelle est la part des plantations forestières dans le revenu des ménages à Kaziba ?
- Quel usage optimal faut-il choisir pour les plantations forestières de Kaziba (production du bois de chauffe seulement ou production du bois de chauffe et séquestration du carbone à la fois) ?

0.2. Objectifs de recherche

0.2.1. Objectif global

L'objectif global de notre travail est d'évaluer l'importance socio-économique et environnementale des forêts plantées à Kaziba.

0.2.2. Objectifs spécifiques

- Déterminer la part des plantations forestières dans le revenu des ménages à Kaziba,
- Déterminer les valeurs actuelles nettes optimales des forêts plantées de Kaziba pour la production du bois de chauffe et du carbone afin d'en proposer l'usage optimal.

0.3. Hypothèses de recherche

- Les forêts plantées occupent une part importante dans les revenus des propriétaires à Kaziba ;
- L'usage des forêts plantées est plus optimale pour la production du bois et de la séquestration du carbone à la fois que pour la production du bois de chauffe seulement.

0.4. Intérêt du travail

Les plantations forestières sont devenues une option importante de réduction des émissions de GES dans le monde. Plusieurs chercheurs et politiciens l'ont recommandé comme étant le moyen efficace d'atténuation des impacts du changement climatique. Elles ont donc pris une place importante dans la politique internationale sur le changement climatique. Ces plantations ne sont pas seulement importantes pour l'atténuation du changement climatique mais aussi elles fournissent du revenu à leurs propriétaires. De fois, les propriétaires forestiers surtout des pays en développement ne savent pas que leurs forêts fournissent plusieurs avantages environnementaux qu'ils peuvent maximiser. Ils focalisent leur gestion à la production du bois avec une courte rotation et une stratégie de récolte du bois basée sur la coupe à blanc. Ce qui perturbe la biodiversité, le stock de carbone, détruit l'habitat,… Il est important qu'on sache les VAN optimales qui maximisent la production du bois et du carbone afin de proposer l'usage à choisir pour la gestion des plantations de Kaziba. C'est ici que se situe l'intérêt de ce travail. Ensuite, l'âge optimal de récolte du bois, les attitudes des propriétaires face à cette option optimale et les différentes mesures d'accompagnement politique seront discutées.

0.5. Délimitation et subdivision du travail

Ce travail porte sur l'analyse de l'importance socioéconomique des plantations de *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus spp* et *Pinus patula* pour la production du bois et du carbone à Kaziba en RDC. Le travail est subdivisé en trois chapitres hormis l'introduction et la conclusion. Le premier chapitre porte sur la revue de littérature, le deuxième sur le milieu d'étude et méthodologie et le troisième sur la présentation et discussions des résultats.

CHAP. I. REVUE DE LA LITTERATURE

Les travaux de (Binkley, 1987; Kline et al., 2000; Navarrete, 2015; Newman & Wear, 1993; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011; Pattanayak et al., 2002; Wear & Parks, 1994) ont guidé notre orientation relative à la modélisation de l'offre du bois. On distingue deux types d'orientation de la modélisation de l'offre du bois dans la littérature. Le premier type d'orientation comprend des études microéconomiques qui expliquent l'offre du bois et son effet en fonction des caractéristiques des propriétaires. Ces études se focalisent sur la modélisation de la maximisation de l'utilité de l'offre du bois. Le second renferme des études empiriques sur les modèles d'offre du bois qui reconnaissent explicitement le rôle de la rotation de la propriété dans le contexte des services forestiers non ligneux. Dans le second cas d'études, nous allons étendre les conceptions théoriques et empiriques de l'offre du bois à l'offre du carbone à travers des études utilisant les équations allométrique.

I.1. THEORIE DE L'OFFRE DU BOIS

I.1.1. Cadre théorique de l'offre du bois

Cette étude utilise la théorie de l'offre dans le contexte de la théorie économique néoclassique. Dans cette théorie, l'offre de tout bien est définie comme les diverses quantités que les vendeurs mettront sur le marché par unité de temps dans la gamme possible de prix alternatifs. Il s'agit d'un concept de flux qui concerne le taux auquel le bien est fourni sur le marché. Ainsi, nous adoptons cette théorie pour expliquer et modéliser l'offre du bois à Kaziba. Notre contribution théorique, est que nous prenons en comptons dans la modélisation de l'offre du bois des conditions du marché et des aspects biologiques liés à la production et croissance du bois et du carbone.

Binkley (1987) définit la théorie de l'offre du bois (c'est-à-dire le lien entre les composantes écologiques et économiques des analyses du secteur forestier) comme s'étant développée selon deux axes. Les modèles d'offre à long terme examinent un monde en régime permanent dans lequel les prix et les coûts sont connus, et où l'on dispose de suffisamment de temps pour ajuster les niveaux de stocks. Les modèles à court terme, en revanche, reconnaissent les fluctuations significatives des niveaux de récolte qui accompagnent la fluctuation observée des prix du bois et expliquent la relation entre les niveaux de récolte annuels et les prix en fonction d'un inventaire forestier fixe en place à un moment donné. Une branche de l'analyse qui tente

d'unifier les théories à court et à long terme est ce que l'on appelle les « modèles de transition » (Berck, 2018; Lyon & Sedjo, 1983).

Ces modèles conservent les éléments normatifs de la théorie antérieure à long terme (c'est-à-dire que les propriétaires forestiers prennent des décisions comme s'ils maximisaient la valeur actuelle nette des recettes du bois) et modélisent explicitement la transition entre l'inventaire actuel du bois et le régime permanent à long terme. Une autre branche de l'analyse qui s'intéresse à l'unification des modèles à court et à long terme utilise le modèle de production des ménages pour inclure l'utilité dérivée à la fois du bois et des produits non ligneux de la forêt, et elle modélise aussi explicitement le processus de transition (Binkley, 1987).

L'avantage de cette approche est qu'elle prend explicitement en compte les avantages non ligneux et la dynamique de croissance du bois, ainsi que la génération de revenus pour les propriétaires fonciers, et qu'elle relie le secteur forestier, via les revenus et les salaires, aux autres secteurs. Son principal inconvénient est le besoin de données substantielles pour l'estimation empirique des fonctions de préférence et de technologie à production multiple (nécessairement dynamiques).

Wear et Parks (1994) s'appuient sur la synthèse de Binkley (1987) pour définir un modèle conceptuel général d'offre du bois qui fournit le contexte pour discuter des modèles de récolte individuelle. Ils spécifient le volume de l'offre du bois comme une fonction de l'âge de la forêt, de l'effort de gestion et de la qualité du terrain.

Les modèles typiques d'offre du bois ne sont pas toujours explicitement traçables aux théories de la production et ne peuvent pas distinguer la structure du capital forestier (par exemple, une distribution d'âge différente pour un même volume de bois). Wear et Parks (Op.cit.) concluent par un appel convaincant en faveur d'un plus grand nombre d'analyses empiriques qui tiennent compte explicitement des caractéristiques des propriétaires forestiers et de la répartition du capital forestier.

1.1.2. Etudes micro économétriques de la maximisation de l'utilité de l'offre du bois

Deux catégories d'études micro économétriques sont identifiées dans la littérature sur la maximisation de l'utilité de l'offre du bois. La première catégorie d'études est celle qui analyse les facteurs qui influencent la décision de récolte du bois dans les plantations forestières et leurs effets. La deuxième catégorie d'études se base sur l'évaluation des effets de la participation des ménages agricoles aux activités forestières.

Pour cette première catégorie, le corpus de travaux utilise un cadre de maximisation de l'utilité de Fisherian comme point de départ pour évaluer l'offre de bois à la lumière de l'agrément et d'autres considérations. L'agrément est conceptualisé comme un loisir et/ou une esthétique autoproduits, représentés par une certaine forme d'inventaire forestier. L'offre de bois est dérivée en utilisant les conditions de premier ordre d'un problème de maximisation contraint typique pour être une fonction des prix, des taux d'intérêt et des facteurs sociodémographiques (revenu, profession et éducation) et biophysiques (taille de la parcelle, mélange d'espèces et caractéristiques de l'inventaire).

Les données d'enquête sont généralement utilisées pour estimer le modèle d'offre du bois avec des adaptations directes ou indirectes pour les services d'agrément. Dans l'analyse de Binkley (1981), étant donné que les données sur les quantités de bois récoltées ne sont pas disponibles, un modèle d'utilité aléatoire (RUM) est utilisé pour approximer le comportement de l'offre de bois en employant des données sur la récolte ou non des terres boisées. En substance, ces modèles à dépendance limitée (0-1) fournissent l'élasticité de la probabilité de récolte par rapport au prix, au lieu de la quantité de récolte par rapport au prix.

Holmes (1986) a étendu cette ligne de recherche en modélisant explicitement deux décisions conjointes dont la récolte et la récréation à l'aide de données provenant d'une enquête auprès de propriétaires fonciers du nord-est du Connecticut. Comme les données étaient limitées à des représentations binaires de la production de bois et d'agréments, il a utilisé un modèle logit simultané pour capturer la corrélation structurelle entre les deux équations. Hyberg et Holthausen (1989) ont modélisé le calendrier de récolte et les décisions de reboisement dans un cadre de maximisation de l'utilité sur plusieurs périodes. Ils ont estimé des modèles probit distincts pour les données binaires de récolte et de reboisement recueillies lors d'une enquête auprès de propriétaires fonciers en Géorgie.

Dennis (1989 et 1990) a adopté le modèle théorique de Binkley et estimé des équations tobit pour établir la relation entre la décision de récolte et les caractéristiques de la forêt, du propriétaire et de l'environnement à partir de données transversales de parcelles forestières individuelles dans le New Hampshire. Amacher et al. (1998) ont utilisé des données d'enquête sur les propriétaires fonciers de Virginie pour examiner une série de décisions, notamment la récolte, le reboisement, le legs et les activités non ligneuses.

Certaines décisions ont été estimées à l'aide des moindres carrés en deux étapes. Plusieurs auteurs ont étudié le rôle des caractéristiques des propriétaires sur la décision d'offre du bois,

avec l'hypothèse implicite que l'offre/demande d'agréments ou d'autres formes d'imperfection du marché sont corrélées avec les caractéristiques des propriétaires, si elles ne sont pas représentées par celles-ci.

Kuuluvainen et Salo (1991) étudient l'offre de bois dans le contexte des imperfections du marché des capitaux et des préférences liées au cycle de vie. Sa fonction d'offre de bois, estimée à l'aide de micro données finlandaises de 1982 à 1985, montre que l'hypothèse d'un marché des capitaux imparfait ne peut être rejetée car les caractéristiques du propriétaire, y compris son âge, ont des coefficients hautement significatifs. Kuuluvainen et al. (1996) ont identifié empiriquement les objectifs du PFNL et les ont liés au comportement observé en matière de récolte en utilisant des données d'enquête sur 146 forêts finlandaises. Avant l'estimation, les propriétaires forestiers ont été classés en quatre groupes en fonction de leurs objectifs de propriété par regroupement K-means, et des variables muettes pour trois groupes sont incluses dans la fonction d'offre.

Dans cette même catégorie d'études, parlons aussi de ces études qui ont combiné les caractéristiques des agriculteurs individuels ainsi que des évaluations subjectives des groupes, qui sont des fonctions des caractéristiques organisationnelles pour expliquer les décisions de leur participation dans la gestion forestière. Ces études montrent que ces caractéristiques individuelles influencent la prise de décision concernant le comportement du ménage, y compris la décision de participer ou non aux programmes de gestion forestière. Par exemple, Glendinning et al. (2001) ; Owubah et al. (2001) ont constaté que l'éducation influence la participation des agriculteurs à la gestion et à la conservation des forêts. Lise (2000), dans une étude sur la participation des populations à la gestion forestière en Inde, a constaté que l'éducation stimule la participation sociale. L'influence de l'âge sur la participation à la gestion forestière n'est pas claire. Alors que Thacher et al. (1997) et Zhang et Flick (2001) ont constaté que l'âge n'avait aucune influence sur la gestion forestière. Le régime foncier influence la motivation des agriculteurs à participer aux activités de gestion forestière. Zhang et Pearse (1996) ont constaté que les formes de tenure à long terme, sûres et offrant plus d'avantages à leurs détenteurs sont plus susceptibles de stimuler le reboisement. Salam et al. (2000), dans une étude au Bangladesh, ont observé que, dans les situations où l'agriculture est la principale source de revenus, les agriculteurs sont découragés de planter des arbres sur leurs terres. Lise (2000) a constaté que la dépendance à l'égard de la forêt stimule la participation des gens à la gestion de la forêt. Un niveau plus élevé de dépendance à la forêt signifie que les gens ont un intérêt plus grand dans la forêt, ce qui se reflète dans leur niveau de participation.

La seconde catégorie d'études sur les impacts des plantations forestières sur le revenu des ménages s'est concentrée majoritairement sur les plantations forestières commerciales développées par des entreprises (Cuong et al., 2019). Ces études ont montré que les plantations forestières présentent des avantages potentiels en termes d'augmentation des revenus forestiers, d'amélioration des infrastructures, de diversification des sources de revenus et de création d'emplois (D'Amato et al., 2017; Pirard et al., 2017; Safa, 2005; Sandewall et al., 2010). D'un autre côté, ces études ont également indiqué que les niveaux de pauvreté deviennent plus importants dans les zones où les plantations forestières commerciales se sont développées. Seules quelques études ont évalué la contribution des plantations forestières aux moyens de subsistance des ménages agricoles dans le monde (Bernard Nsiaha Jürgen Pretzscha, 2010; Bleyer et al., 2016; Cuong et al., 2019; Salam et al., 2000; Sikor & Baggio, 2014).

En outre, à notre connaissance, il n'existe quasiment pas d'études comme preuve empirique de l'amélioration ou non du revenu des ménages agricoles participant à une plantation dans les zones rurales du Sud-Kivu en République Démocratique du Congo. La plupart des recherches ont été effectuées en relation avec le développement des plantations, en se concentrant sur l'évaluation des services écosystémiques dans les forêts, la politique de paiement des services environnementaux forestiers (PSE), la dynamique des forêts face à la déforestation,… (Adebu et al., 2009; Froger et al., 2016; Lutumba et al., 2021; Sefu et al., 2020; Zapfack et al., 2016). Notre étude tente donc de fournir des preuves empiriques de l'impact des plantations forestières sur le revenu monétaire des ménages dans les zones étudiées.

I.2. MODELISATION DE LA GESTION OPTIMALE DES FORETS

La gestion optimale des forêts est étudiée depuis environ cent cinquante ans. Au fil du temps, l'objet du problème d'optimisation a été étendu de la maximisation des avantages privés et économiques des forêts à peuplement unique à des forêts à peuplements multiples et d'une rotation unique à une séquence infinie de rotations. D'autres extensions ont inclus le passage de modèles déterministes à des modèles stochastiques et l'incorporation de valeurs autres que le bois d'œuvre (Nghiem, 2015).

L'objectif principal poursuivi par la résolution de la fonction d'offre du bois à l'aide des problèmes d'optimisation est de déterminer la longueur optimale de la rotation, compte tenu d'un ensemble de paramètres tels que les prix, la technologie biologique et les changements de

préférences, et de simuler les changements de la longueur optimale en réponse aux changements de ces paramètres donnés. Dans la littérature, des études existantes sont donc les successeurs de la description séminale de (Hartman, 1976). Typiquement, ces études tirent leur théorie des modèles de Binkley (1987) ou de (Hartman, 1976). Les simulations sont basées sur des formes fonctionnelles et des paramètres supposés qui sont tirés d'études empiriques, d'avis d'experts et de conjectures informées concernant l'offre et la demande de produits forestiers. (Max & Lehman, 1988; S. Swallow & N., 1993; Tahvonen & Salo, 1999) sont des exemples de cette ligne d'investigation.

Le changement climatique étant aujourd'hui parmi les plus grands défis du XXIe siècle, la séquestration du carbone, l'un des services écosystémiques importants des forêts, a été intégré dans le processus de décision pour une gestion forestière optimale du point de vue de la société. A ce niveau, la littérature sur la gestion optimale des forêts sera examinée en mettant l'accent sur le rôle des forêts dans la séquestration du carbone et sur leur relation entre les forêts plantées. Les lacunes de la littérature seront identifiées, en particulier lorsque les modèles ne fournissent pas les informations nécessaires aux décideurs pour déterminer les stratégies ou option de gestion optimale.

I.2.1. Gestion forestière optimale lorsque seul le bois a une valeur marchande

La littérature sur la gestion optimale des forêts est classée en deux catégories principales : les modèles au niveau du peuplement et de la forêt (Nghiem, 2015). Une forêt se compose généralement de nombreux peuplements, qui sont des groupes contigus d'arbres suffisamment uniformes en termes de composition des espèces, d'agencement des classes d'âge, de qualité du site et de condition pour être des unités distinctes (Tahvonen, 2004). Ainsi, un modèle au niveau de la forêt est plus compliqué qu'un modèle au niveau du peuplement, et par conséquent, la littérature concernant la gestion au niveau de la forêt est plus pauvre que celle concernant la gestion au niveau du peuplement (Nghiem, 2015).

La stratégie de gestion optimale pour une forêt à peuplement unique a été développée par Faustmann (1849). Il a calculé la valeur, que possède une terre forestière nue lorsqu'elle est exploitée, d'un peuplement équienne dans le cadre d'une pratique de gestion par coupe à blanc. Un peuplement était défini comme une « section de travail », qui est soumise au même système sylvicole et à la même rotation et qui peut être considérée comme un ensemble uniforme pour le calcul du rendement. Il a supposé que la terre n'avait pas d'autres utilisations, en d'autres

termes, seule la valeur que possède la terre forestière nue lorsqu'elle est utilisée à des fins forestières est calculée.

Le modèle Faustmann a fourni le point de départ habituel pour comprendre l'économie forestière. Il a également été utilisé dans les opérations forestières et a servi de cadre très utile et influent pour diverses extensions de l'économie forestière (Salo & Tahvonen, 2004). Le modèle de Faustmann est toutefois très éloigné de la réalité : il ne décrit le problème que pour une seule classe d'âge et ne suppose aucune incertitude ni aucune préférence environnementale.

Le problème plus général de l'exploitation d'une zone forestière comportant de nombreux peuplements (c'est-à-dire différentes classes d'âge) était déjà bien connu avant Faustmann. Le problème, qui a une longue histoire dans la science forestière, est de trouver un programme de récolte de bois par classe d'âge dans le temps qui maximise le surplus économique de la foresterie (Tahvonen & Rautiainen, 2017).

Dans la littérature sur l'économie forestière, la stratégie de gestion optimale pour une forêt à peuplements multiples a été introduite pour la première fois par Mitra & Wan (1985; 1986). Leurs études représentent un progrès remarquable dans la compréhension du problème des classes d'âge en foresterie (Tahvonen & Salo, 1999).

Ils ont appliqué une approche de programmation dynamique et ont trouvé que : (i) si la fonction d'utilité est linéaire, la solution périodique de Faustmann est optimale ; et (ii) si la fonction d'utilité est croissante et strictement concave, une solution optimale converge vers la solution du rendement maximal soutenu.

Par ailleurs, l'étude de Nghiem (2015) a utilisé cette conception de base en résolvant le programme tenant compte de l'incertitude et des préférences environnementales. Ce travail représente dès lors une compréhension du problème d'optimisation de Faustmann et de rotation d'âge de récolte du bois dans un cadre de variation des prix du bois, du taux d'intérêt, de méthode de paiement pour les services environnementaux et du niveau des subventions. Ainsi, il a appliqué une approche de programmation dynamique pour modéliser le cadre de l'utilité conditionnelle aux préférences du propriétaire-exploitant. Et par la suite, dans un cadre lagrangien de la prise de décision sous incertitude et de la dérivation, déterminer la rotation optimale d'âge permettant à l'exploitant d'un peuplement forestier de maximiser la valeur actuelle nette du bois, du carbone et de la conservation de la biodiversité.

I.2.2. Gestion forestière optimale incluant les valeurs d'agrément et la séquestration du carbone

Le carbone séquestré par les arbres est actuellement considéré comme un bien ayant une valeur marchande. Partant de la théorie de l'échange social (Cook & Rice, 2006), la possession et la demande d'un bien marchand amènent les individus à agir par intérêt personnel dans le but de maximiser les profits par l'échange de ce bien. Et ainsi Les relations sociales y relatives sont considérées comme des « marchés ». Et sur ce marché, les activités qui génèrent des bénéfices nets ont tendance à être perçues positivement, tandis que les activités qui génèrent des pertes nettes ont tendance à être perçues négativement (Bagherian et al., 2009; Dolisca et al., 2006a).

La théorie contemporaine de l'échange souligne que les agriculteurs recherchent la « meilleure valeur » qu'ils peuvent obtenir en participant à un programme de reboisement, de protection et/ou de gestion des forêts. Conformément à cette théorie, Napier et Napier (1991) affirment que les agriculteurs ruraux ont tendance à contribuer aux programmes qui ont des avantages nets positifs. Comme les agriculteurs ruraux recherchent la meilleure valeur dans les programmes de conservation, ils ont tendance à choisir des activités forestières qui offrent au moins autant, en termes des bénéfices socio-économiques et environnementaux, que ce qu'ils obtiennent des autres activités.

Il a été alors question, de porter une attention particulière sur la modélisation de l'offre du carbone et de déterminer les choix de gestion optimaux permettant aux gestionnaires-forestiers de maximiser leurs valeurs monétaires. Dans la littérature, l'étude de Hartman (1976) constitue la base des études qui ont incorporé les valeurs d'agrément et de la séquestration du carbone dans un modèle d'optimisation forestière au niveau du peuplement. Cette étude de Hartman explique pourquoi et comment les considérations d'agrément modifient la rotation optimale.

Hartman a constaté que la rotation optimale est plus longue ou plus courte que la rotation de Faustmann si les valeurs environnementales augmentent ou diminuent avec l'âge du peuplement. Il conclut que " la présence de services récréatifs ou autres fournis par une forêt sur pied pourrait bien avoir un impact très important sur le moment où une forêt devrait être exploitée ou non. Ces modèles, qui ne tiennent compte que de la valeur du bois d'œuvre d'une forêt, sont susceptibles de fournir des informations erronées dans les nombreux cas où une forêt sur pied fournit un flux important de services précieux" (Hartman, 1976). Les défauts de son modèle sont qu'il n'inclut pas les coûts de plantation et qu'il ne considère qu'une seule forêt sur pied.

L'âge optimal de rotation, pour les forêts à un ou plusieurs peuplements, lorsque la valeur du carbone est incluse, est largement connu dans la littérature internationale. La littérature montre que la durée de rotation du carbone peut différer de la rotation de Faustmann. Face aux préoccupations croissantes concernant le changement climatique. Englin & Callaway (1993) ont inclus la valeur du carbone dans la rotation de Faustmann et ont constaté que la rotation optimale diffère de la rotation de Faustmann standard. Il est intéressant de noter qu'ils ont montré que la rotation optimale augmente lorsque le taux d'actualisation augmente. Ils expliquent que l'émission de carbone après la récolte allonge la rotation optimale, lorsque le taux d'actualisation augmente, plutôt que de la raccourcir.

Considérant également la séquestration du carbone, Diaz-Balteiro & Rodriguez (2006) ont utilisé une approche de programmation dynamique et ont montré que l'âge de rotation optimal est sensible aux changements du taux d'actualisation et du prix du carbone. De nouveau, Liski et al. (2001) ; Acuna et al. (2021; Hirigoyen et al. (2021) ont confirmé que lorsque le stockage du carbone apporte des avantages à la société, les âges de rotation optimaux sont prolongés en fonction des types de forêts. Ils ont également souligné qu'en l'absence de politiques visant à promouvoir le stockage du carbone forestier, les propriétaires forestiers ont recours à des régimes de coupe à blanc avec un âge de rotation relativement court.

D'autres études sur les forêts à peuplement unique montrent que l'âge de rotation du carbone diffère de l'âge de rotation du bois, notamment (Bravo, del Río, et al., 2017; Englin & Callaway, 1993; Köthke & Dieter, 2010; Navarrete, 2015; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011). En ce qui concerne les modèles au niveau de la forêt, Gutiérrez et al. (2006) ont utilisé un algorithme génétique pour trouver les régimes de gestion optimaux pour les forêts à peuplements multiples dans le cadre du mécanisme de développement propre. Ils ont découvert que l'âge optimal de rotation augmente avec l'augmentation du prix du carbone et que la rentabilité de la forêt est très sensible à sa taille, en particulier lorsque la taille de la forêt est inférieure à 2 000 ha. Ils ont également conclu que les informations sur la séquestration du carbone dans les tropiques sont rares. Dans leur étude, cependant, tous les peuplements forestiers ont l'âge initial de zéro et l'étude est basée sur l'hypothèse d'une absence d'interdépendance spatiale entre les peuplements forestiers.

Ensuite, d'autres études sur le peuplement forestier notamment (Heaps, 2015; Moriguchi et al., 2020; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011) ont étudié les effets des instruments des politiques forestières sur le carbone et l'âge de rotation forestière optimale. Ils ont considéré un cadre où

les propriétaires forestiers reçoivent des subventions et une exonération de paiement des taxes pour promouvoir la séquestration du carbone dans leurs forêts. Leurs analyses ont conclu que la rotation optimale pour le carbone est un peu plus longue que l'âge de la rotation de Faustmann. Ce travail va adopter et adapter cette modélisation en vue de déterminer entre la production du bois et du carbone, l'option optimale de gestion forestière à Kaziba.

I.2.2.1. Mesure du carbone et les modèles d'équations allométrique

Les outils de gestion forestière sont très nécessaires dans l'estimation de l'offre du bois et de l'offre du carbone. Dans la littérature existante, quelques travaux réalisés par (Chave et al., 2014; Djomo et al., 2016; Ndjomba et al., 2022; Ngomanda et al., 2014; Tesfaye et al., 2020; Zewdie et al., 2009) ont indiqué que les modèles de croissance et de rendement forestiers sont des outils clés pour la gestion forestière durable des plantations.

C'est ainsi que suite à ces outils, des incitations économiques visant à favoriser la séquestration du carbone dans les forêts ont été conçues, communément appelées REDD+ (Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (Chevassus-Au-Louis & Pirard, 2011; Dc, 2020; Estrada et al., 2015; Fétiveau & Mpoyi, 2011; Gutiérrez et al., 2006; Tchatchou et al., 2015). Outre le sérieux défi politique que représente la mise en place d'un mécanisme mondial de financement des activités d'atténuation du changement climatique (Kengoum et al., 2020), sa mise en œuvre dépend de façon critique de protocoles fiables de surveillance, de notification et de vérification (SNV) du stockage du carbone sur le terrain.

Certaines études et protocoles SNV du carbone ont utilisé de techniques de télédétection pour estimer le carbone. Clark & Kellner (2012) estime que ces techniques présentent des défis de l'estimation du stockage du carbone au sol. Ainsi, d'autres études adoptent les mesures de biomasse des arbres à travers un modèle allométrique empirique (Chave et al., 2014; Pearson & Brown, 2005). L'une des avancées les plus remarquables de ces modèles est l'inclusion beaucoup plus d'ensembles de données et un schéma statistique cohérent de sélection de modèles. Ces modèles de Chave et al. (2005) ; Chave et al. (2014) comme on l'appelle dans plusieurs travaux, ont représenté une avancée majeure dans la comptabilisation du carbone des forêts tropicales.

Ce travail a adopté les modèles de Chave et al. (2014) et une spécification basée sur la prise en compte de la densité de chaque espèces d'arbre plantées pour la région tropicale. Ces modèles présentent plusieurs avantages d'estimations dont la prise en compte des spécificités de chaque

espèce selon le milieu d'une part et d'autres part ils sont les plus utilisés par des scientifiques, inclus à ce jour dans la base de données des facteurs d'émission du GIEC, également utilisée par les protocoles REDD+ pour la comptabilisation du carbone des forêts tropicales.

I.3. POLITIQUES PUBLIQUES POUR LA GESTION DES FORÊTS

Au-delà des avantages économiques dont la production du bois, les forêts génèrent aussi de nombreux avantages environnementaux tels que la fourniture de biodiversité, le stockage de carbone, les valeurs panoramiques et la protection des bassins versants. Ces avantages se présentent souvent sous la forme de biens publics, dont les bénéfices sont librement accessibles à tous et pour lesquels les propriétaires forestiers ne reçoivent aucune compensation. Entre temps, les dommages causés aux forêts par leurs propriétaires, qui réduisent leur offre de bénéfice hors site, sont rarement sanctionnés (Powell et al., 2005).

Ces avantages pour la société, autres que ceux liés au bois, sont donc souvent négligés dans la prise de décision des propriétaires de forêts privées. Par exemple, il est peu probable que les propriétaires des forêts tentent d'améliorer le stockage de carbone ou de la biodiversité, par exemple en ayant plus d'oiseaux, dans les forêts plantées.

Navarrete (2015) ; Nghiem (2011) estiment que même si l'amélioration du stock du carbone, le maintien ou l'amélioration des espèces, par le biais d'une récolte retardée ou du maintien de la forêt, profite à la société, il en résulte une perte de bénéfices en termes de bois pour les propriétaires forestiers. Ignorer les avantages de la forêt peut faire diverger l'utilisation optimale privée des ressources de l'optimum social. Dans l'exemple ci-dessus, un optimum social pour la récolte forestière avec plus de carbone et d'oiseaux dans les forêts plantées appelle à un âge de rotation plus long. Malheureusement, les propriétaires de forêts privées ne semblent pas laisser leurs arbres pousser plus longtemps, à moins que des incitations, des réglementations ou d'autres mécanismes ne les encouragent à le faire. Si la société souhaite aligner un optimum privé sur un optimum social, des politiques publiques doivent être mises en place.

Les politiques publiques visent à obtenir un changement de comportement ou d'activité qui, autrement, ne serait pas modifié, afin de mettre en œuvre le comportement souhaité (Schneider & Ingram, 1990). Les politiques publiques représentent en d'autres termes l'ensemble des voies et moyens mis en place par des gouvernements pour atteindre leur objectif. Des outils ou

instrument sont nécessaires dans la mise en œuvre de politique. Peters (2000) définissent les outils ou instruments de politique publique comme la méthode ou l'approche sous-jacente utilisée par un gouvernement pour atteindre un objectif politique.

Cependant les politiques publiques peuvent être classées en outils d'autorité, d'incitation, de renforcement des capacités, symboliques et d'apprentissage (Schneider & Ingram, 1990).

Les outils d'autorité font référence aux réglementations qui autorisent ou interdisent les comportements des populations cibles. Les outils d'incitation reposent sur la fourniture de gains tangibles pour que les gens adoptent les comportements souhaités, en supposant que les gens profiteront des opportunités afin de maximiser leurs gains. Ils sont initiés pour s'adapter aux conditions économiques, politiques et de ressources actuelles. Ils se concentrent également davantage sur les éléments forestiers multifonctionnels, tels que les valeurs non marchandes, les critères sociaux, les biens collectifs et publics, et font face à des budgets gouvernementaux de plus en plus limités (Cubbage et al., 2007). Les outils de capacité fournissent une éducation et une formation pour motiver les gens à se comporter de la manière souhaitée. Les outils symboliques reposent sur l'hypothèse que les gens sont encouragés de l'intérieur et se comportent d'une manière conforme à leurs croyances. Les outils d'apprentissage sont flexibles et adaptables en ce qui concerne leurs buts ou objectifs et supposent que les gens peuvent sélectionner les outils politiques appropriés par l'apprentissage et la coopération (Nghiem, 2015).

Plus spécialement, certaines études mettent en avant les réglementations de la récolte du bois comme l'un de meilleurs outils à adopter. Ces études soutiennent que les réglementations peuvent prendre la forme de contraintes relatives à la taille des coupes à blanc, aux coupes admissibles, aux zones tampons des cours d'eau, à la protection des routes et aux exigences de reboisement (Judge-Lord et al., 2020). La réglementation s'applique différemment selon les régions. Dans les pays développés par exemple, les réglementations relatives à la régénération sont populaires sont appliquées, tandis que la "coupe permise" est largement appliquée dans les pays en développement.

Les réglementations sont de fois avantageuses et de fois désavantageuses. Premièrement, comme elles peuvent permettre de limiter la coupe à blanc de bois par exemple, elles peuvent par la suite protéger les espèces de la liste rouge pendant un certain temps déterminé. L'exemple est celui des États-Unis, où l'Endangered Species Act (Paillet et al., 2010) avait imposé aux propriétaires de forêts familiales pour protéger les espèces menacées et en danger répertoriées

ainsi que leurs habitats essentiels. Par ailleurs les réglementations forestières sont conçues dans le but de réduire les coûts sociaux résultant de la manière dont les forêts privées sont actuellement gérées. Elles peuvent également être utilisées pour réaffecter les coûts de conservation de la biodiversité des organismes publics aux propriétaires privés, ces derniers pouvant gérer les ressources à moindre coût (Primmer et al., 2019; Schöttker & Wätzold, 2022).

Deuxièmement, une exagération dans les réglementations de la gestion des forêts privées peut toutefois avoir de mauvaises conséquences (Judge-Lord et al., 2020). Par exemple, la surréglementation peut entraîner un investissement excessif dans les forêts qui dépasse la marge d'efficacité sociale, comme en Europe (Paillet et al., 2010).

Un autre outil largement utilisé et recommandé dans la littérature est l'éducation. Des études (McGuire, 2015) ont suggéré que l'éducation environnementale qui fournit aux membres de la communauté des outils cognitifs et une expérience comportementale pratique peut changer le comportement environnemental de la communauté. Dans les pays développés, l'éducation est l'outil le plus utilisé pour encourager les bûcherons et les forestiers à appliquer des pratiques d'exploitation durable (Schaaf & Allred, 2006). Dans les pays en développement, (Nghiem, 2015) démontrent malheureusement que les programmes d'éducation ne sont pas efficaces pour changer les comportements en matière de gestion forestière dans les pays en développement.

Les subventions au reboisement peuvent être aussi utilisées en prenant la forme d'incitations fiscales, de remboursements de coûts et d'autres mécanismes. Les premières applications des subventions se sont faites au Brésil, au Chili, en Colombie, en Equateur et au Costa Rica pour le reboisement privé. En outre, il est affirmé que les subventions pour les forêts plantées peuvent entraîner des distorsions économiques et même une dégradation de l'environnement (Bull et al., 2006). L'auteur renchérit qu'une subvention pour les coûts d'établissement, en particulier, peut encourager les plantations au début mais peut être mal utilisée par la suite. Par exemple, les exploitants forestiers peuvent utiliser des stratégies pour planter des arbres de mauvaise qualité ou revendiquer des forêts inexistantes afin d'obtenir l'argent des subventions.

D'autres études montrent que les taxes peuvent être appliquées aussi aux forêts privées pour capter une part de la rareté ou de la rente foncière, ou pour éviter ou corriger les externalités générées. Les taxes peuvent être appliquées sur la terre, le bois sur pied ou le bois récolté (Richards, 1999). Les taxes foncières peuvent encourager la récolte du bois plus tôt que prévu et la conversion des terres forestières à d'autres usages. Les taxes sur les forêts sur pied, si elles

ne sont pas conçues avec soin, peuvent entraîner des problèmes de surclassement, c'est-à-dire l'extraction des seuls arbres de valeur (Bostedt, 2006).

Rappelons que la fourniture de la biodiversité est un bien collectif qui n'a pas de valeur économique directe pour le fournisseur (Cubbage et al., 2007), ou, en d'autres termes, sa fourniture n'est pas rémunérée. Dans ce contexte, les approches de marché sont considérées comme des outils politiques appropriés pour la conservation de la biodiversité, car on pense que la saisie de la valeur financière des services forestiers encouragera la bonne gestion et découragera les utilisations plus dégradantes des forêts (Milne & Niesten, 2009; Powell et al., 2005).

Les outils réglementaires sont devenus de plus en plus moins considérés par rapport aux outils de marché, car ces premiers sont vus comme inefficaces, coûteux et inéquitables (Powell et al., 2005). Pour la gestion forestière, ces outils et nouvelles approches de marché peuvent prendre diverses formes et varient en fonction de leurs contextes écologiques, sociaux et politiques particuliers (Powell et al., 2005). Ils comprennent le paiement direct, le paiement des services environnementaux (PSE), la certification forestière, les compensations de biodiversité, les projets intégrés de conservation et de développement (ICDP) et d'autres mécanismes.

Concernant le paiement direct, Milne & Niesten (2009) le définit comme étant un mécanisme contractuel dans lequel les utilisateurs locaux des ressources sont compensés pour la fourniture de la biodiversité. Le paiement direct peut être utilisé pour indemniser les personnes qui maintiennent la biodiversité, et pour indemniser les personnes vivant à proximité d'écosystèmes menacés puisqu'elles auront un accès limité ou nul aux ressources. Les paiements directs peuvent également servir de mécanisme pour conserver les corridors et les zones tampons qui ne sont pas officiellement protégés. L'une des principales caractéristiques des paiements directs est que le paiement aux propriétaires de ressources locales pour la fourniture de la biodiversité est conditionnel. Si les fournisseurs ne respectent pas les contrats de conservation, par exemple s'ils ne fournissent pas les services de conservation comme prévu, les paiements sont supprimés. Les paiements directs ont été largement utilisés dans les pays développés pour conserver la biodiversité ; cependant, leur application dans les pays en développement est limitée (Milne & Niesten, 2009; Nghiem, 2015).

Ces systèmes de paiement sont au moins partiellement financés par des agences internationales et visent la protection des habitats et des forêts. Il peut s'agir de contrats annuels renouvelables basés sur les performances de conservation, ou de contrats d'une certaine durée, par exemple

100 ans. Néanmoins, les paiements directs ont le potentiel de résoudre les complexités de la conservation dans les pays en développement et d'augmenter l'efficacité et l'efficience des investissements de conservation (Milne & Niesten, 2009).

Toutefois, la faisabilité, la durabilité et les impacts sociaux potentiels des paiements directs suscitent des inquiétudes. En ce qui concerne la faisabilité, les paiements directs ne sont pas durables à long terme, car lorsque les paiements cessent, en raison de contraintes budgétaires par exemple, la fourniture de services de conservation devient incertaine (Carnus et al., 2006; Estrada et al., 2015).

En ce qui concerne la durabilité, les paiements directs ne semblent pas contribuer à renforcer la capacité de gestion locale ou à permettre aux gens de s'organiser pour s'engager dans la protection de l'environnement au sens large (Hutton et al., 2005). En ce qui concerne les impacts sociaux, il existe une préoccupation concernant l'équité et les questions éthiques étant donné les interactions asymétriques entre les organisations internationales de conservation (qui ont de l'argent) et les institutions locales dans les pays en développement (qui dépendent des financements). Cela pourrait conduire à la possibilité de traiter les actifs sociétaux de ces pays comme des actifs privés (par exemple, l'exclusion des populations rurales de l'exploitation des ressources dont elles ont besoin), et donc, de fausser les valeurs de ces ressources (Brockington et al., 2006; Hutton et al., 2005).

Un autre impact social est que la mise en place d'un paiement direct pour conserver la biodiversité bloque également le libre accès à des ressources vitales pour la subsistance comme l'eau, le bois de chauffage et les plantes médicinales traditionnelles (Lovera, 2005). En outre, les approches de paiement direct sont également confrontées à de nombreuses difficultés dans la pratique, qui leur sont propres ou découlent des conditions présentes dans les pays en développement (Milne & Niesten, 2009). Il existe des difficultés liées aux dispositions institutionnelles, ainsi qu'à l'établissement et au maintien de conditions juridiques, politiques et sociales. Les conditions dans les pays en développement comprennent une gouvernance faible, des droits de propriété mal garantis, des capacités humaines limitées et des conflits entre la conservation et le développement humain (Nghiem, 2011).

Malgré ces défis, les paiements directs présentent un potentiel en tant qu'outil permettant d'engager les communautés locales ou les utilisateurs de ressources dans la conservation et en tant que mécanisme permettant de canaliser les investissements mondiaux dans les services de conservation de la biodiversité vers des initiatives basées sur des sites (Cubbage et al., 2007;

Hegde et al., 2015; Paillet et al., 2010; Primmer et al., 2019; Wunder, 2015). Normalement, le montant du paiement est égal au coût d'opportunité de la conservation (Cubbage et al., 2007; Pagiola et al., 2004).

Concernant le paiement pour les services environnementaux (PSE), Wunder (2015) le définit comme une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental est acheté par au moins un acheteur à au moins un fournisseur. L'introduction de PSE liés à la protection de la biodiversité et à la séquestration du carbone est très prometteuse pour réduire la déforestation et dédommager les propriétaires forestiers locaux (Dolisca et al., 2006b; Hegde et al., 2015). Les PSE peuvent prendre de nombreuses formes, telles que les servitudes de conservation, les concessions de conservation et les droits de développement négociables (Engel et al., 2008).

Les servitudes de conservation font référence à des plafonds permanents compensés sur les droits de développement foncier individuels et ont été largement utilisées dans les pays développés. De même, les concessions de conservation sont des plafonds compensés et limités dans le temps sur le développement des terres et s'appliquent souvent aux forêts. Dans le cadre des concessions de conservation, les propriétaires forestiers ne sont payés que pour la perte de revenus résultant de la non-exploitation de leurs ressources, et non pour les emplois et les recettes fiscales perdus.

Les droits de développement négociables permettent aux agents individuels d'acheter ou de vendre leurs quotas individuels de développement des terres, et ont été appliqués tant dans les pays développés que dans les pays en développement.

Concernant la certification forestière, il a été développé plus récemment et vise à garantir que les critères économiques, sociaux et écologiques sont pris en compte dans la gestion des forêts. Il existe plusieurs organismes de certification reconnus au niveau international, tels que le Forest Stewardship Council (FSC)[5] et l'Association canadienne de normalisation[6] (CSA). Il est prouvé que la certification forestière peut contribuer à la conservation de la biodiversité dans les forêts gérées grâce à des changements dans les pratiques de gestion (Kalonga et al., 2016). Par exemple, les principes et critères du FSC contiennent des prescriptions de gestion qui profitent à la biodiversité ; ainsi, le processus de certification du FSC exige des entreprises qu'elles apportent des changements à la gestion qui profiteraient à la biodiversité (Wolff & Schweinle, 2022).

[5] https://fsc.org/en
[6] https://www.scc.ca/fr/agl-csa

La certification forestière est un moyen par lequel les producteurs qui respectent les normes de foresterie durable peuvent potentiellement bénéficier d'un meilleur accès au marché et de prix plus élevés pour leurs produits (George et al., 2022). En outre, les primes sont considérées comme l'un des programmes les plus efficaces pour inciter les exploitants forestiers à gérer leurs forêts de manière durable, car leurs avantages dépassent leurs coûts d'investissement (Gullison, 2003). Selon le FSC, les certifications forestières encouragent les consommateurs et les entreprises à prendre des décisions d'achat qui bénéficient à la fois à l'environnement et aux valeurs de l'entreprise.

I.3.1. Aperçu sur les politiques forestières en RDC

En RDC, les politiques forestières sont formulées dans le code forestier du 29 août 2002 aux dispositions de ses articles 4, 5 et 6. Ces politiques ne concernent que la gestion des forêts naturelles du pays. A notre connaissance, le pays ne dispose pas des politiques sur la gestion de plantations forestières. Pourtant, pour qu'il y ait plus de carbone et d'oiseaux dans les forêts plantées, il faudrait que les propriétaires forestiers soient incités, encouragés, subventionnés et que leurs plantations soient règlementées pour qu'ils laissent leurs arbres pousser plus longtemps (Hoare, 2020). Cela permettrait d'aligner une gestion optimum privée sur un optimum social en vue de maximiser tous les services que rendent ces plantations.

Certains efforts sont consentis pour encourager les propriétaires privés à planter les arbres et éviter ainsi la déforestation. Les mesures REDD+ sont parmi celles qui touchent directement les plantations forestières. La REDD+ a été adoptée dans le pays dès 2009, dans le cadre de la Convention Cadre sur le Changement Climatique et dans le cadre de réalisation de la politique internationale sur le changement climatique adopté par le Protocol de Kyoto (Milne & Chervier, 2014; Tchatchou et al., 2015). Le pays a ainsi été parmi les premiers, au sein de la Coalition pour les pays à forêt tropicale (Rainforest Coalition) à définir après validation en conseil des Ministres, une Stratégie Cadre Nationale REDD+ qui lui engage à contrôler la déforestation afin de maintenir son couvert forestier à 63,5% d'ici 2030 et réduire les émissions de gaz à effet de serre en vue de parvenir à un développement national durable. En tant que telle, elle devrait bénéficier de l'attention politique requise (MENT, 2014).

Le pays a aussi adhéré dans divers programmes internationaux comme ONU-REDD et Forest Carbon Partnership Forum (FCPF) de la Banque Mondiale lui permettant de mettre en place en 2010 un cadre pragmatique appelé Readiness Preparation Proposal (R-PP). Ce cadre, précédant

les accords de Cancun et le Cadre de Varsovie, a permis à la RDC de démarrer son travail d'analyse sur les moteurs de la déforestation, d'identifier les acteurs clé impactant la forêt, et surtout d'entreprendre un effort national de sensibilisation sur les questions de la forêt et de la REDD et de mettre en place son Système National de Surveillance des Forêts (Hoare, 2020).

Le pays a décidé aussi de mettre en place un Niveau d'Emission de Référence pour les Forêts (NERF) sur une base volontaire et en suivant les lignes directrices du GIEC, dans le but d'être dotée d'un repère pour mesurer les performances du pays dans la réduction des émissions de GES issues du secteur forestier. Dans la mesure où des résultats seraient atteints, l'un des objectifs du NERF est de pouvoir notifier des réductions d'émissions en vue de mobiliser des paiements basés sur les résultats, mesure incitative ultime de l'initiative REDD+ (MEDD, 2018). La question de la propriété de carbone commence à être discutée dans le cadre de processus REDD+ mais le développement d'une loi reste distant. Par ailleurs, le pays a signé la Convention sur la biodiversité mais il n'y a pas de textes réglementaires pour le mettre en application.

La position qu'occupe le pays en matière de protection de la biodiversité et de la lutte contre le changement climatique lui permet d'être éligible à plusieurs mécanismes d'encouragement pour la protection de la biodiversité et de la séquestration du carbone. Ces mécanismes sont les paiements directs, le paiement pour ces services environnementaux, les servitudes de conservation, les compensations de biodiversité, les projets intégrés de conservation et de développement (ICDP) et d'autres mécanismes. En outre, d'autres outils comme les taxes, les réglementations sont encours d'application au pays et la littérature sur leur efficacité ou l'applicabilité pour le cas des plantations forestières est pauvres (Froger et al., 2016).

Conclusion du chapitre I

En guise de conclusion, nous adaptons l'approche économétrique pour tenter de bien comprendre à partir des avis des ménages, l'importance socioéconomique des plantations forestières dans la région en estimant leurs effets. Ensuite, nous retenons que la modélisation de l'offre du bois et les avantages y relatif sont beaucoup complexes. L'une des meilleurs approches de modélisation est basée sur l'optimisation des valeurs du bois en y intégrant la valeur des services environnementaux tel que le carbone, la préservation de la biodiversité,… Notre étude va contribuer à cette littérature en intégrant seulement les valeurs du carbone dans la modélisation optimale de Faustmann pour déterminer l'option optimale de gestion des forêts plantées de Kaziba au Sud-Kivu. Cette approche que nous adoptons nous permettra d'intégrer

l'analyse de sensibilité dans la modélisation. Cette analyse de sensibilité est basée sur la variation de l'âge de rotation, du taux d'actualisation et des prix du carbone a été intégrée dans la modélisation.

CHAPITRE II. MILIEU D'ETUDE ET METHODOLOGIE

Dans ce chapitre, nous allons présenter d'abord notre milieu d'étude. Ensuite nous allons démontrer les matériels et les méthodes utilisés pour l'analyse de nos données.

I. MILIEU D'ETUDE

Cette étude a été effectuée dans la région de Kaziba. La chefferie de Kaziba est parmi les régions tropicales montagneuses alpines de l'est de la RDC. Elle est l'une de deux Chefferies avec Ngweshe qui composent le Territoire de Walungu, dans la Province du Sud-Kivu en République Démocratique du Congo. Elle est localisée dans les hautes terres du Bushi, à des altitudes supérieures à 1900 mètres. Elle est limitée à l'est par la chefferie des Bafuliru, à l'ouest par les chefferies de Luhwindja et de Ngweshe, au nord par la chefferie de Ngweshe, et au Sud : par les chefferies de Lwindi et des Bafuliru comme le démontre la carte géographique présentée ci-dessous (fig.1).

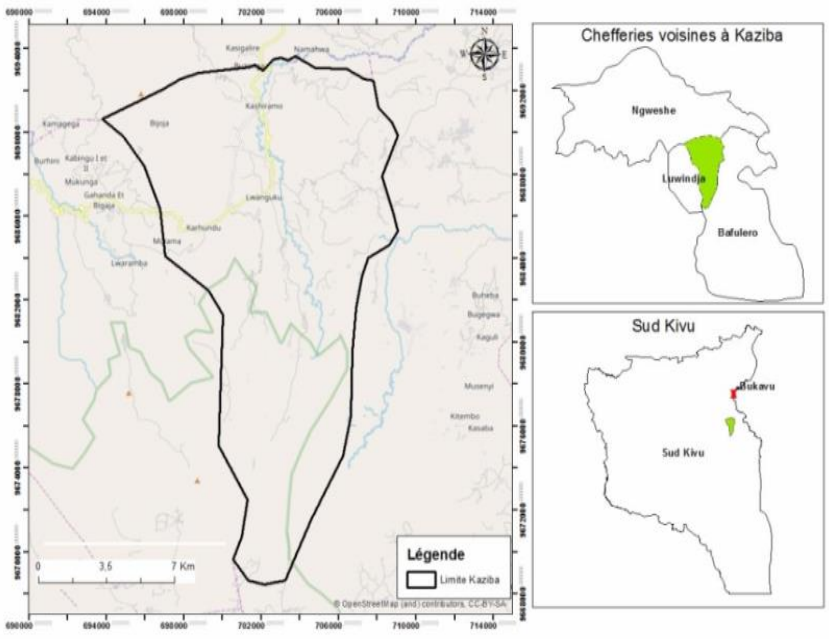


Figure 1 : carte géographique du site d'étude

Source : auteur

La collectivité chefferie de Kaziba s'étend sur une superficie de 192 km² dont une densité de 271 h/km² conformément aux statistiques de l'Etat civil. Elle accuse un relief montagneux et un climat froid imposant une restriction du champ alimentaire à la population. C'est une région de milles collines. Ses collines s'entrecroisent et forment des marais et des cours d'eaux. Ces marrais sont exploitées et les collines sont pauvres et arborées. Elle est aussi considérée comme une zone fragile. Plus ou moins 75% de l'espace disponible est couvert par les arbres. Ces arbres ne sont pas favorables aux conditions biophysiques de la région. On peut y trouver le *Pinus* et le *Cupressus* qui ne sont pas de montagne, l'*Eucalyptus* qui non plus n'est pas d'altitude (Mukenge et al., 2021). En 2019, la chefferie de Kaziba comptait 51 985 habitants selon les statistiques du bureau de l'Etat-civil de cette entité.

II. MATERIELS ET METHODES

II.1. ANALYSE DE LA PART DU REVENU FORESTIER DANS LE REVENU DES MENAGES

II.1.1. Collecte des données

L'enquête a été utilisée pour la collecte des données dans ce travail. Cette enquête a porté sur les informations démographiques, les données primaires sur la production de bois et les stratégies de gestion forestière à Kaziba en RDC dont les âges initiaux et les coûts de plantation. Ces données sont utilisées comme entrées pour les modèles d'optimisation. L'enquête a également ciblé des informations sur l'attitude des forestiers à l'égard d'un système de paiement pour allonger l'âge de rotation et des paiements pour la séquestration du carbone. Les questions sur la structure des revenus des ménages ont été aussi intégrées dans le questionnaire d'enquête. Les données sur la structure de revenu des ménages et leurs caractéristiques démographiques ont été utilisées dans les équations de revenu et de participation des ménages aux activités forestières. Le questionnaire d'enquête a été ainsi administré et adressé aux ménages de Kaziba.

II.1.2. Détermination de la taille d'échantillon

Les données d'enquête ont été récoltées dans 9 groupements dans la région dont Kashozi, Kabembe, Chihumba, Lukube, Butuzi, Muchingwa, Kashanga, Cirimiro et Ngando. Chacun de ces groupements a été sélectionné de manière aléatoire sur base de la liste consultée au niveau de la chefferie qui les répertorie. Dans chacun de ces groupements, tous les ménages avaient la même probabilité d'apparaitre dans l'échantillon. L'unité primaire d'analyse est le ménage

agricole. Les répondants ont été sélectionnés parmi tous les quatre points cardinaux des groupements. Si un ménage était enquêté, son voisin proche se trouvant sur une distance moins de 15m était exclu dans l'enquête. La taille de l'échantillon a été estimée suivant la formule suivante :

$$n = \frac{(Z)^2 * N}{(Z)^2 + e^2 * (N-1)} \qquad (1)$$

avec N = 51958, la population totale de Kaziba. e, la marge d'erreur (10%) et Z suit la loi normale standard qui est de 1,282. En appliquant cette formule, un total de 463 ménages a été trouvé. L'outil KoboCollect installé sur les smart phones nous a permis de récolter ces données.

II.1.3. Cadre de modélisation empirique de la part du revenu forestier dans le revenu des ménages

Ce travail, s'intéresse à déterminer la part du revenu forestier dans le revenu total des ménages dans un cadre d'utilité. Plus précisément, nous adoptons et adaptons l'interprétation de (Binkley, 1987) pour montrer comment les forestiers décident-ils de se lancer dans la production du bois. Ensuite, nous adoptons et adaptons le modèle de (Pattanayak et al., 2002) pour montrer comment la production du bois par les ménages influence leurs résultats.

Se basant sur la formulation économétrique des équations de revenu des ménages, un modèle couramment utilisé dans la littérature s'écrit comme suit :

$$Y_i = \beta X_i + \gamma P_i + \mu_i \qquad (2)$$

Où :

Y_i est le revenu des ménages. X_i inclut les caractéristiques du ménage et de l'exploitation et d'autres facteurs, qui sont censés affecter le revenu des ménages ;

$$P^*_i = Z_i\alpha + u_i \qquad P_i = 1 \Leftrightarrow P^*_i > 0\ ;\ P_i = 0 \Leftrightarrow P^*_i \leq 0 \qquad (3)$$

où P^*_i est une variable latente continue non-observée, qui est définie comme la différence entre l'utilité de participation (U_{iP}) et l'utilité de la non-participation (U_{iN}) aux activités forestières et P_i est une variable binaire observée prenant la valeur 1 si le ménage a participé à l'activité forestière et 0 sinon ; Z_i est un vecteur des variables explicatives qui représente les caractéristiques au niveau des ménages de l'équation de participation et u_i est le terme d'erreur aléatoire. Cependant, le coefficient γ peut être biaisé et incohérent en raison de l'auto-sélection

des ménages non propriétaires forestiers dans le groupe des participants forestiers. En plus, il est susceptible que u_i et P_i soient corrélés. Dans ce cas, ce coefficient inclurait, également les effets de ces facteurs non observés et, par conséquent, produirait une surestimation des effets des activités forestières. Ce qui rend biaisé et incohérent ce coefficient.

On peut utiliser une approche de sélection Heckman ou un modèle standard d'effet de traitement pour contrôler ce biais de sélection. Néanmoins, ces approches ne peuvent pas contrôler les différences systématiques potentielles entre les groupes en raison de l'hypothèse selon laquelle les fonctions de revenu ne diffèrent entre les participants et les non-participants que par un terme constant (Rao et Qaim 2011).

Owusu, Awudu et Seini (2011) et Olugbire et al. (2011) ont adopté l'approche de l'appariement par score de propension qui peut tenir compte des différences systématiques dans les caractéristiques observées. Cette approche peut encore donner des estimations biaisées et incohérentes car elle ne peut pas contrôler les facteurs non observés qui affectent potentiellement à la fois la décision de s'engager dans des activités forestières et les revenus. Le modèle de commutation endogène est adopté pour relever les défis économétriques susmentionnés. Le modèle traite la participation à des activités forestières et la non-participation comme des régimes et est spécifié comme suit :

$$\begin{aligned} Regime1 : Y_{1i} &= \beta_1 X_{1i} + \varepsilon_{1i} \; si \; P_i = 1 \\ Regime0 : Y_{0i} &= \beta_0 X_{0i} + \varepsilon_{0i} \; si \; P_i = 0 \end{aligned} \qquad (4)$$

où Y_{1i} et Y_{0i} représentent les revenus des ménages pour les propriétaires forestiers et les non forestiers, respectivement ; et β_1 et β_1 sont des vecteurs de paramètres à estimer. Bien que les ensembles de variables Z et X puissent se chevaucher, au moins une variable de Z n'apparaît pas dans X pour identifier correctement les équations de résultats. $\mu_i, \varepsilon_{1i}, \varepsilon_{0i}$ sont des termes d'erreur qui sont corrélés de façon contemporaine et supposés être conjointement distribués normalement avec un vecteur de moyenne nulle et la matrice de covariance suivante :

$$cov\,(\mu_i, \varepsilon_{1i}, \varepsilon_{0i}) = \begin{bmatrix} \sigma_{\mu i}^2 & \sigma_{\varepsilon_{0i}\varepsilon_{1i}} & \sigma_{\varepsilon_{1i}ui} \\ \sigma_{\varepsilon_{1i}\varepsilon_{0i}} & \sigma_{\varepsilon_{0i}0}^2 & \sigma_{v0u} \\ \sigma_{\varepsilon_{1i}ui} & \sigma_{\varepsilon_{0i}u} & \sigma_{ui}^2 \end{bmatrix} \qquad (5)$$

La variance $\sigma_{\mu i}^2$ est supposée être égale à 1, car a ne peut être estimé que jusqu'à un facteur d'échelle (Maddala, Griliches et Michael 1986 ; Rao et Qaim 2011). En outre, la covariance $\sigma_{\varepsilon_{1i}\varepsilon_{0i}}$ est égale à zéro car Y_{1i} et Y_{0i} ne sont pas observés ensemble. Notez que dans un échantillon transversal, Y_{1i} et Y_{0i} ne sont que partiellement observés, le premier n'étant observé

que pour le sous-échantillon des participants non forestier et le second n'étant observé que pour le sous-échantillon des non-participants. Lorsqu'il existe des effets non observés, le terme d'erreur μ_i de l'équation de sélection est corrélé avec les termes d'erreur $\varepsilon_{1i}\ et\ \varepsilon_{0i}$ des équations de revenu. En d'autres termes, les valeurs attendues de $\varepsilon_{1i}\ et\ \varepsilon_{0i}$ seraient non nulles sous réserve de la sélection du régime. Par conséquent, l'endogénéité peut être testée avec les estimations des termes de covariance $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}$ et $\sigma_{\varepsilon_{0i}ui}$. Si $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui} = \sigma_{\varepsilon_{0i}ui} = 0$, le modèle présente un changement exogène ; si $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}$ et $\sigma_{\varepsilon_{0i}ui}$ sont non nul, le modèle présente un changement endogène (Maddala, Griliches et Michael 1986). Dans ce cas, il faut tester les coefficients significatifs de la corrélation entre ε_{1i} et μ_i ($\rho_{\varepsilon_{1i}ui} = \frac{\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}}{\sigma_{\varepsilon_{1i}}\sigma_{ui}}$) et entre ε_{0i} et μ_i ($\rho_{\varepsilon_{0i}ui} = \frac{\sigma_{\varepsilon_{0i}ui}}{\sigma_{\varepsilon 0i}\sigma_{ui}}$) (Lokshin et Sajaia 2004). En utilisant ces corrélations, les valeurs attendues des termes d'erreur $\varepsilon_{1i}\ et\ \varepsilon_{0i}$ conditionnellement à la sélection de régime peuvent être écrites comme suit :

$$E[(v_1|I_i^* = 1)] = \sigma_{\varepsilon_{1i}ui}\frac{\emptyset(x_i\beta)}{\theta(x_i\beta)} = \sigma_{\varepsilon_{1i}ui}\tau_1 \qquad (6)$$

$$E[(v_0|I_i^* = 0)] = \sigma_{\varepsilon_{0i}ui}\frac{-\emptyset(x_i\beta)}{1-\theta(x_i\beta)} = \sigma_{\varepsilon_{0i}ui}\tau_0 \qquad (7)$$

Où $\emptyset(.)$ et $\theta(.)$ sont respectivement la fonction de densité de probabilité normale standard et la fonction de densité cumulative normale standard et τ_1 et τ_0 sont les rapports de Mills inversés (RIM) prédits pour les participants et les non-participants, respectivement (Greene 2008).

II.1.4. Approche d'estimation

Une fois que $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}$ et $\sigma_{\varepsilon_{0i}ui}$ prennent une valeur non nulle, on peut estimer le modèle en utilisant une procédure en deux étapes. Dans la première étape, un modèle Probit de choix de régime est estimé, fournissant les estimations de α, sur lesquelles les RMI τ_{1i} et τ_{0i} peuvent être prédits selon les équations (11). Dans la deuxième étape, les équations de résultats sont estimées en incluant les RMI prédits comme régresseurs. Les coefficients estimés des RMI donnent les estimations de $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}$ et $\sigma_{\varepsilon_{0i}ui}$. Cependant, en raison de l'estimation des RMI, les résidus μ_1 et μ_2 ne peuvent pas être utilisés pour calculer les erreurs standard des estimations dans la deuxième étape (Maddala & Nelson, 1975). L'estimation simultanée des équations de sélection et de résultats avec la procédure de vraisemblance maximale à information complète (FIML) est plus efficace pour la régression par commutation endogène (Di Falco et al., 2011; Di Falco & Veronesi, 2018; Manirakiza et al., 2022).

Étant donné que le modèle de commutation endogène ressemble à un modèle de sélection d'échantillon, il convient de noter que les coefficients β_1 et β_0 dans les équations (12) mesurent les effets marginaux des variables explicatives sur le revenu des ménages sans condition sur le choix réel du régime des ménages. C'est-à-dire les effets de *X* sur le sous-échantillon Y respectif (Y_{1i} pour le groupe des participants ou Y_{0i} pour le groupe des non-participants).

Comme mentionné précédemment, pour identifier correctement le modèle, il est nécessaire d'utiliser comme instruments de sélection des variables qui déterminent directement la décision de s'engager dans des activités forestières mais pas les résultats. Les instruments utilisés et le test de validation de ces instruments sont présentés dans le tableau 22.

II.1.5. Revenu observé, revenu contrefactuel et gains relatif à la participation dans les activités forestières

L'intérêt particulier de la présente étude est de déterminer le revenu pour les participants, pour les non participants et la différence de revenu dans les deux groupes des ménages. Pour ce faire, il faut comparer le revenu conditionnel attendu des participants, dérivé du modèle de régression à commutation endogène, avec le cas contraire où les non participants choisiraient de participer. La valeur attendue conditionnelle du revenu d'un ménage agricole présentant les caractéristiques *X* et *Z* et participant à des activités forestières est calculée comme suit (Maddala & Nelson, 1975) :

$$E(y_{1i}|I_i = 1) = Z_{1i}\alpha_1 + \sigma_{\varepsilon_{1i}ui}\tau_{1i} \qquad (8)$$

où $\sigma_{\varepsilon_{1i}ui}\tau_{1i}$ tient compte de la sélection de l'échantillon découlant du fait qu'un ménage forestière participant à des activités forestières diffère des autres ménages ayant les caractéristiques X et Z en raison de caractéristiques non observées. La valeur attendue conditionnelle du revenu dont bénéficierait le même ménage forestier sans participation est dérivée de la formule suivante (Maddala & Nelson, 1975) :

$$E(y_{0i}|I_i = 0) = Z_{0i}\alpha_0 + \sigma_{\varepsilon_{0i}ui}\tau_{0i} \qquad (9)$$

Les revenus contrefactuels pour les deux types des ménages sont ainsi estimés :

- Les ménages participants aux activités forestières s'ils avaient décidé de ne pas participer

$$E(y_{0i}|I_i = 1) = Z_{1i}\alpha_0 + \sigma_{\varepsilon_{0i}ui}\tau_{1i} \qquad (10)$$

- Les ménages non-participant s'ils avaient décidé de participer (contrefactuel)

$$E(y_{1i}|I_i = 0) = Z_{0i}\alpha_1 + \sigma_{\varepsilon_{1i}ui}\tau_{0i} \qquad (11)$$

Le gain de revenu, qui est défini comme la variation du revenu due à la participation forestière, peut alors être calculé comme suit (Maddala & Nelson, 1975) :

$$E(y_{1i}|I_i = 1) - E(y_{0i}|I_i = 1) = Z_{1i}(\alpha_1 - \alpha_0) + \left(\sigma_{\varepsilon_{1i}ui} - \sigma_{\varepsilon_{0i}ui}\right)\tau_{1i} \qquad (12)$$

II.1.6. Description des variables utilisées dans le modèle de participation et dans les équations des revenus

Le tableau 1 ci-dessous présente la description des variables utilisées dans le modèle de participation et dans les équations des revenus. Pour le premier modèle, la variable participation aux activités forestières est utilisée comme variable dépendante. Pour le second, la variable revenu est utilisée comme variable dépendante.

Tableau 1 : Spécification des variables

	Définitions
Variables dépendantes	
1) Participation aux activités forestières	= 1 si le ménage a participé aux activités forestières et 0 sinon
2) Revenu	= Le revenu des ménages (en $USD)
Variables indépendantes	
Taille du ménage	Variable continue
Age du chef de l'exploitation forestière	Variable continue
Sexe du chef de ménage	Variable dichotomique qui prend la valeur 1 si le chef d ménage est de sexe féminin, 0 si masculin
Nombre de travailleurs	Variable continue, nombre des personnes travaillant dans l'exploitation
Nombre moyen d'années de scolarisation	Variable continue, le nombre d'années de scolarisation du propriétaire forestier
Membres ayant accepté certaines formations techniques	Variable continue, en proportion
Nombre de personnes à charge	Variable continue
Superficie de la terre du ménage (ha)	Variable continue en ha
Distance du ménage au marché (Minutes)	Variable continue en minutes
Distance du ménage au champ (Minutes)	Variable continue en minutes
Membre d'une association	Variable qualitative, prenant la valeur 1 si oui, 0 sinon
Vulgarisation des forêts plantées	Variable dichotomique qui prend la valeur 1 si oui, 0 sinon
Sources de vulgarisation	Variable qualitative qui prend la valeur 1 si c'est l'Etat, 2 si c'est ménage à ménage, 3 si c'est ONG, 4 si c'est autres
Informations sur les services environnementaux rendus par les arbres	Variable dichotomique qui prend la valeur 1 si oui, 0 sinon
Accès au crédit	Variable dichotomique qui prend la valeur 1 si oui, 0 sinon
Statut financier	Variable qualitative qui prend les valeurs 0 si fonds propres, 1 si fonds empruntés, 2 si fonds propres et empruntés, 3 si financement extérieur autres que le microcrédit
Formation sur l'agroforesterie	Variable dichotomique qui prend la valeur 1 si un membre du ménage a reçu des formations sur l'agroforesterie et 0 sinon.

Source : auteur

II.2. ESTIMATION DE LA VALEUR DU CARBONE ET DU BOIS

Au niveau de ce point II.2., nous présentons d'abord comment les données dendrométriques ont été collectées, ensuite comment sont spécifiées les équations allométriques qui ont servi à déterminer la quantité de biomasse aérienne contenue dans les plantations. Nous présentons par la suite comment cette biomasse aérienne a été convertie en carbone et en volume du bois. Enfin, nous présentons les différentes approches de valorisation du bois et du carbone produits dans les plantations de Kaziba.

II.2.1. Collecte des données dendrométriques[7]

a. Unités d'échantillonnage

L'objet d'unité d'échantillonnage a été déterminé grâce à la carte d'occupation du sol à Kaziba en 2020 (fig.2). La surface de 51,7644km2 soient 5176,44ha couverte par les plantations forestières constitue la principale strate faisant l'objet d'unité d'échantillonnage dans cette étude[8].

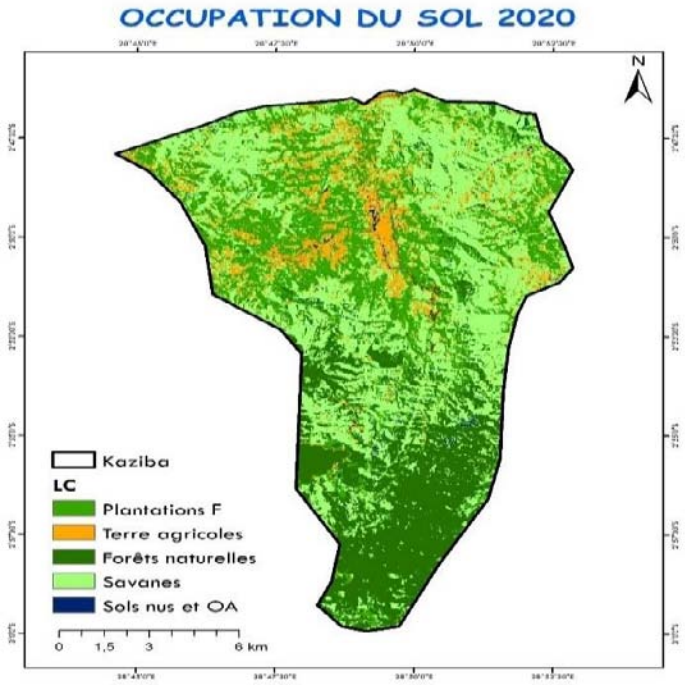


Figure 2 : Carte d'occupation des sols 2020.
Source : auteur

[7] Par définition, les données dendrométriques sont des caractéristiques physiques quantifiables des arbres dont le diamètre, la hauteur, le volume, l'épaisseur de l'écorce, la forme, l'âge,… Par contre, la dendrométrie désigne l'opération qui mesure le diamètre des arbres. Par extension, ce mot désigne aussi l'opération qui par différents moyens mesure certaines caractéristiques physiques quantifiables.
[8]Voir (Downie et al., 2019) plus détails dans la détermination de l'échantillon

Telle qu'il est recommandé par Pearson & Brown (2005), nous avons procédé par deux étapes pour déterminer le nombre des placettes à échantillonner. La première étape consistait à identifier une zone de collection de données préliminaires. (Pearson & Brown, 2005) estiment que lorsque l'on connait la taille de la strate d'étude et qu'aucune donnée n'est disponible que ça soit dans les recherches récentes ou les statistiques, on fait recourt à une collection des données préliminaires. Ces chercheurs indiquent ensuite qu'une estimation des stocks de carbone dans environ 6 à 10 placettes d'une forêt vieille de 15 à 20 ans fera l'affaire. En suivant cette méthode dans le cadre de cette étude, nous avons déterminé une zone de collection des données composée des forêts d'Eucalyptus de 16 ans. Nous y avons installé de manière aléatoire 6 parcelles de 25m x 25m dans lesquelles nous avons collectionnées les données préliminaires dont le DHP et la hauteur.

A la deuxième étape, ces données nous ont servi à estimer les stocks de carbone, sa déviation standard et sa variance. Ce qui nous a permis de calculer le nombre requis de placettes (n) comme suit :

$$n = \frac{(N * S)^2}{\frac{N^2 * E^2}{t^2} + N * V} \qquad (13)$$

Où :

- la valeur E est la moitié de la largeur de l'intervalle de confiance, calculée en multipliant la moyenne du stock de carbone par le chiffre de la précision requise (0,1 pour une précision de 10 % a été retenu dans cette étude. Ainsi E=5,890*0,1=0,589) ;
- t est la statistique de la distribution-t pour un niveau de confiance de 95 % ; t est généralement établi à 2 puisque la taille de l'échantillon n'est pas encore connue à cette étape ;
- N représente le nombre d'unités d'échantillonnage dans la population (N= surface du projet ou strate en hectares/ surface de la placette en hectares = 5176,44/0,0625=82823,04) ;
- s représente la déviation typique (S=2,069) ;
- et V représente la variance (V=5,540).

En appliquant la formule, nous avons trouvé un n égal à 52 placettes.

b. Outils et techniques de collecte des données

Des professionnels du département de foresterie de l'Université Officielle de Bukavu ont été consultés sur les outils de mesure forestière appropriés. Ainsi un ruban de diamètre qui est pré-calibré pour donner une lecture du diamètre à partir de la mesure de la circonférence de l'arbre (en cm) ; une application Android GPS Tools essentiels ; une perche de 3 m de hauteur pour mesurer la hauteur de l'arbre ; un carnet et un stylo pour l'enregistrement des données ont été utilisés.

c. Méthodes de terrain

Nous avons utilisé une technique d'échantillonnage d'accessibilité (Rice, 2010). Elle nous a permis à déterminer l'emplacement des parcelles d'échantillonnage comme suit : les parcelles ont été installées dans les zones de concentrations forestières (cfr fig.2) qui semblaient abriter d'échantillon d'arbres représentatifs. Ensuite, les plantations dont l'arbre avait plus ou moins 5 ans ont été éligibles pour l'emplacement de la parcelle. Pour connaitre l'âge de l'arbre, le propriétaire était consulté avant l'installation de la parcelle. Des mesures dendrométriques ont été faites pour 1986 arbres pour *Cupressus lusitanica*, 1370 arbres pour *Eucalyptus spp*, et 1228 arbres pour *Pinus patula*.

Les parcelles d'échantillonnage forestières de 25m x 25m ont été installées (Makinde et al., 2017; Pearson & Brown, 2005). Un décamètre suivi d'un ruban blanc ont été utilisés pour établir ces parcelles. La distance horizontale entre deux parcelles consécutives était de 100 m (Tesfaye et al., 2020). En utilisant les méthodes de (Schwendenmann & Mitchell, 2014), tous les arbres dont 50 % ou plus de la tige se trouve dans les limites de la placette ont été mesurés pour les paramètres clés que sont le DHP et la hauteur.

Pour chaque mesure du DHP, un bâton (perche) de mesure de 3 m de long a été utilisé pour déterminer la hauteur de poitrine. Un ruban de diamètre a ensuite été utilisé pour sortir le DHP de chaque arbre. Selon (Perez-Quezada et al., 2015), un DHP minimum de base doit être établi afin de ne pas fausser les résultats. Le minimum de base de 3 cm de DHP de Perez-Quezada et al. (2015) a été appliqué. Donc tous les arbres ayant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ≥ 3 cm ont évalués et mesurés tout au long de chaque placette en utilisant des méthodes forestières standard. Chaque arbre mesuré était marqué. La présence de deux ou toutes les espèces d'arbres sous-études dans la même parcelle était enregistrée. Mais la présence d'autres variétés des espèces d'arbres dans la parcelle n'a pas été enregistrée ni concernée par l'évaluation et la

mesure. Aussi, le bois mort n'a pas été aussi évalué et mesuré. Ces étapes ont été répétées sur chaque parcelle d'échantillonnage.

d. Description des données dendrométriques

Tableau 2 : description des variables dendrométriques

Variable	Min	Moyenne ± SD	Max.
Diamètre de circonférence en cm	3	58,9 ± 20,0	58,90
Hauteur de l'arbre en m	3	17,8 ± 2,9	17,80
Age de l'arbre	6	13,0 ± 3,4	13,00
DHP en cm	0,9554	18,8 ± 6,4	18,80

Source : auteur

e. Méthodes SIG et télédétection

Les données de télédétections ont été obtenues du capteur Landsat Enhanced Thématic Mapper (ETM+). Ces données/images portent sur le couvert végétal de 2000, 2010 et 2020 de la région. Ces images sont décrites dans le tableau 3 ci-dessous.

Tableau 3 : Description des images utilisées

Description des images	Path and row
LE07_L2SP_173062_20000903_20200917_02_T1	173062
LE07_L2SP_173062_20000903_20200917_02_T2	173062
LC08_L2SP_173062_20200112_20200907_02_T1	173062

Source : auteur

La méthode de classification supervisée nous a permis de déterminer l'occupation des sols dans la région. 5 classes d'occupations ont été identifiées. Il s'agit des plantations forestières, des terres agricoles, des forêts naturelles, des savanes et des terres nues. Pour déterminer la qualité de la classification, le coefficient Kappa a été utilisé. Ce coefficient est un paramètre statistique et aussi un indicateur de la précision globale de la classification (Congalton, 1991). Il correspond au rapport entre l'erreur associée à une classification réalisée et l'erreur associée à une classification aléatoire. Avec un Kappa de 85%, en tenant compte uniquement de l'information spectrale, on dit que la classification est globalement précise (Landis et Koch, 1977). Le traitement des images et leur analyse ont été faits par le logiciel ARC GIS 10.4.1.

II.2.2. Estimation de la biomasse aérienne par les équations allométrique

L'équation allométrique de Chave et al. (2014) nous a servi à calculer la biomasse aérienne. Cette équation est la variable prédictive la plus récente et la plus importante pour l'estimation en utilisant le diamètre à hauteur de poitrine (DHP), la hauteur totale (H), la densité de base du bois (ρ) et le type de forêt (Tesfaye et al., 2020).

$$BAest = 0.0673(\rho HD^2)^{0.976} \qquad (14)$$

Où BAest = biomasse aérienne (kg), D = DHP (cm), H = hauteur (m) et ρ = densité de base du bois (g cm−3)[9].

Equations allométrique utilisées :

Pinus patula : $BAest = 0.0673(0.73HD^2)^{0.976}$ $(15a)$

Eucalyptus : $BAest = 0.0673(0.45HD^2)^{0.976}$ $(15b)$

Cyprès : $BAest = 0.0673(0.390HD^2)^{0.976}$ (15c)

III.2.2.1. Conversion de la biomasse aérienne en carbone

La densité de carbone accumulée au-dessus et au-dessous du sol a été calculée selon les équations (16) et (17) (IPCC, 2006) :

$$DCA = BAest * 0.47 \qquad (16)$$

Où DCA= densité du carbone aérien

La DCA a été convertie en carbone souterraine en utilisant le facteur de conversion de 0.24 (Gibbs et al., 2007; IPCC, 2006) :

$$DCS = DCA * 0.24 \qquad (17)$$

Où DCS= densité du carbone souterraine.

La biomasse aérienne et souterraine de chaque arbre a été calculée séparément dans chaque parcelle; ensuite, la biomasse de chaque arbre a été additionnée pour donner la biomasse de la parcelle et convertie en ha. La quantité de carbone émise par un arbre sera déduite en CO2 suivant la formule suivante (Zapfack et al., 2016) :

$$CO2\ équivalent = quantité\ de\ carbone * 3.67 \qquad (18)$$

[9] A trouver dans la base de données internationale de la densité du bois GlobalWoodDensityDatabase

II.2.2.2. Estimation des équations du volume (rendement) du bois, de croissance du carbone et de croissance du rendement du bois

Le rendement du bois exprimé dans cette étude par son volume (Vt) (m^3/ha) était calculé à partir des données dendrométriques. L'équation de volume conventionnelle a été utilisé car les équations de volume locales n'étaient pas disponibles pour les espèces sous-étude (Mcghee et al., 2016) :

$$Vt = \pi\left(\frac{DBH^2}{4}\right) * H * 0.42 \qquad (19)$$

L'équation 19 a été utilisée pour estimer une fonction de croissance du rendement du bois. Cette équation de croissance du rendement du bois a été estimée selon un modèle quadratique mettant en relation le volume du bois obtenu à l'équation (19) et l'âge du bois (arbre). Se référant ainsi aux estimations de (Nghiem, 2015), un tel modèle nous a permis de déterminer l'âge pour lequel le volume du bois est maximal en faisant une dérivation première par rapport à l'âge. La même procédure a été adoptée pour estimer la fonction de croissance du carbone dans les plantations forestières de Kaziba. Cette fois-ci, la quantité du carbone a été exprimée en fonction de l'âge du bois. Un tel modèle nous a permis de déterminer l'âge pour lequel le carbone est maximal en faisant une dérivation première par rapport à l'âge.

II.2.3. Valorisation monétaire du stockage et séquestration de carbone

Les valeurs monétaires pour la production du carbone ont été calculées selon deux approches : la première a pris en compte les taux de séquestration du carbone dérivés de l'augmentation de la biomasse aérienne, selon le raisonnement appliqué au MDP et proposé par Kairo et al. (2009) ; et la seconde a pris en compte la conservation du stockage du carbone dans la zone protégée, selon le raisonnement applicable au REDD+ proposé par Medeiros et al. (2011) et utilisé par (Estrada et al., 2015).

Ainsi donc, suivant (Nghiem, 2015), la valeur du carbone a été calculée comme suit :

$$A_t = \sum_{s=1}^{n} Q_{CT}(x_{xt}).a_s).P_c \qquad (20)$$

A_t : la valeur du carbone à la période t. Q_{CT} : quantité de carbone total, tonne métrique par ha et P_c : prix du carbone par tonne métrique par ha; a_s la surface des terres occupée par une espèce s en ha ; x_{xt} l'âge de la forêt à la période t.

II.2.4. Valorisation monétaire du bois à Kaziba.

Nous référant aux estimations de (Nghiem, 2015), la valeur du bois à la période t B_t a été exprimée comme suit :

$$B_t = \sum_{s=1}^{n} (V_t.a_s.P_t) - G \qquad 21$$

Où :

(V_t) le volume du bois total par ha en période t ; P le prix du bois par volume ; G le coût de plantation des arbres à la période t.

II.2.5. Analyses statistiques

Les différences dans le stock de carbone, la croissance et la variation du rendement parmi les espèces d'arbres ont été déterminées en traitant les données par une ANOVA. Des diagrammes en boites de moustaches ont été créés pour le carbone et les autres paramètres dendrométriques. Des analyses de régression non linéaire ont été effectuées entre le carbone et la hauteur de l'arbre, l'âge du bois et le DHP de l'arbre par espèce. La comparaison moyenne a été effectuée en utilisant le test de Tukey pour $p \leq 0,05$. Avant toutes les analyses statistiques, les hypothèses de la normalité et de l'homogénéité de la variance ont également été vérifiées à l'aide de Stata.17 (Pinheiro et al., 2016).

II.3. MODELISATION DE L'OPTIMISATION DU BOIS ET DU CARBONE

En guise de rappel, notre deuxième question de recherche consiste à déterminer l'option de gestion optimale des plantations de Kaziba c'est-à-dire déterminer s'il faut gérer ces plantations pour la production du bois seulement ou pour la production du bois ou du carbone à la fois. Pour opter pour l'une ou l'autre option, nous allons utiliser le modèle d'optimisation du bois et du carbone de Faustmann. Avant de montrer comment nous allons spécifier ce modèle, nous allons tout d'abord présenter brièvement le modèle, ensuite nous allons spécifier le modèle d'optimisation du bois seulement pour les plantations de Kaziba et ensuite le spécifier pour la production du bois et du carbone à la fois.

II.3.1. Description du modèle d'optimisation de Faustmann

Le modèle d'optimisation de Faustmann 1849 a été adopté dans cette étude aux cotés de plusieurs autres études (Navarrete, 2015; Newman & Wear, 1993; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011) pour déterminer la valeur actuelle nette maximale pour une option de gestion des forêts plantées productives. Ce modèle est fondé sur une technique d'optimisation des revenus sous plusieurs contraintes dont la structure des coûts, l'âge du bois, la structure des prix du bois, la dynamique des stands forestiers, le volume du bois, etc. Le modèle fournit une expression de la valeur de la forêt et permet de résoudre le problème de la rotation optimale valable pour les rotations perpétuelles des peuplements forestiers.

Nghiem, 2015 dans sa thèse de doctorant, a intégré la valeur du carbone et de la biodiversité dans l'équation initiale de Faustmann pour déterminer les revenus maximums et les stratégies de gestion pour la production du bois, du carbone et la conservation de la biodiversité. Nous n'allons pas nous intéresser dans cette étude à évaluer les avantages des foréets pour la conservation de la biodiversité, nous allons plutôt évaluer les bénéfices de la production du bois et du carbone. Ainsi, nous allons utiliser le modèle d'optimisation de Faustmann étendu pour le bois et pour le carbone.

II.3.2. Le modèle d'optimisation de l'offre du bois

Supposons que les ménages investissent dans les forêts à Kaziba en espérant en tirer un profit après un certain temps donné. Ils engagent ainsi des coûts jusqu'à la période de récolte du bois. Suivant ce raisonnement qui n'est rien d'autres que rationnel de la part du propriétaire forestier, sa valeur actuelle nette (VAN) sera alors déterminé par le problème d'optimisation suivant :

$$Y(x_t) = max \sum_{t=1}^{T} (1+r)^{-t} B_t \qquad (22)$$

sc :

$$x_{t+1} = (x_{xt} + 1), l'age\ de\ la\ parcelle \text{ à } la\ période\ t+1$$
$$x_t \geq 0, contrainte\ d'age\ non\ négatif$$

Où :

$Y(.)$ La VAN du bois ; T l'âge maximum de la récolte du bois ; t : période de temps avec l'échelon d'une année ; x_{xt} l'âge de la forêt à la période t ; r le taux d'actualisation et B_t est la valeur du bois.

II.3.3. Le modèle d'optimisation de l'offre du bois et du carbone à la fois

Le modèle d'optimisation du carbone est une version étendue du modèle d'optimisation du bois décrit dans la section II.3.2. Cette version étendue a été adopté empiriquement par (Nghiem, 2015) pour inclure la valeur de la séquestration du carbone par les forêts plantées dans le modèle. Cette même version a été ici adoptée et la valeur de la séquestration du carbone a été incluse dans la fonction objectif comme suit :

$$Y(x_t) = max \sum_{t=0}^{j} (1+r)^{-t} (B_t + A_t) \qquad (23)$$

sc :

$$x_{t+1} = (x_{xt} + 1), l'age\ de\ la\ parcelle \text{ à } la\ période\ t+1$$
$$x_t \geq 0, contrainte\ d'age\ non\ négatif$$

Où : A_t est la valeur du carbone séquestré à la période t

II.3.4. Méthodes d'optimisation

Dans la littérature, la méthode numérique est préférable pour résoudre les modèles d'optimisation économiques. Dans ce travail, cette méthode a été utilisée et un algorithme de recherche directe nous a permis de résoudre les modèles d'optimisation comme suit : pour trouver la stratégie optimale, tous les scénarios avec différents âges de rotation ont été comparés en termes de variables objectives et de contrainte, et le scénario ayant ressortie la VAN la plus élevée a été choisi comme option optimale. Le modèle a été codé en GAMS-General Algebraic Modelling System. Enfin, les modèles au niveau de la forêt ont été exécutés. Pour analyser l'âge optimal de rotation, le taux d'intérêt de 10% sur les obligations d'État d'une maturité de 10 ans a été choisi comme taux d'actualisation pour les agriculteurs familiaux.

Conclusion du chapitre II

Rappelons que cette étude cherche d'abord d'évaluer la part des plantations forestières de *Cupressus lusitanica*, d'*Eucalyptus spp,* et de *Pinus patula* dans le revenu des ménages à Kaziba. Ensuite, l'étude analyse l'occupation du sol par ces plantations. Et enfin, l'étude évalue leurs VAN pour l'optimisation du bois et du carbone. Plusieurs approches d'analyses décrites dans ce chapitre seront combinées.

Le modèle de régression par commutation endogène est adopté pour estimer la part de revenu issue des plantations forestières et les gains des revenus résultats de la participation des ménages aux activités forestières. Les données d'enquêtes de 463 ménages réparties en deux sous-groupes d'échantillons (participants=173 et non participant=290) ont été utilisées. Concernant l'analyse de l'occupation du sol, la méthode cartographique de classification supervisée a été utilisée dans ce travail. Les données de télédétections ont été obtenues du capteur Landsat Enhanced Thématic Mapper (ETM+). Ces images correspondent au couvert forestier basé sur les années 2000, 2010 et 2020.

Les équations allométrique de Jérôme Chave et al. (2014) ont été utilisées pour estimer la biomasse aérienne des arbres et leur volume. Les données dendrométriques (Hauteur, DHP, âge du bois) collectées sur 1986 arbres pour *Cupressus lusitanica*, 1370 arbres pour *Eucalyptus spp*, et 1228 arbres pour *Pinus patula* ont été utilisées. La densité du bois a été trouvée dans la base de données internationale sur le bois.

Le modèle d'optimisation de la valeur du bois étendue à celle du carbone au niveau des peuplements forestiers a été utilisé pour déterminer les VAN pour la production du bois d'abord et ensuite la production du bois avec celle du carbone. En plus, ce modèle d'optimisation nous a permis de déterminer l'âge optimal de la production du bois et du carbone en même temps. Les données d'optimisation (prix du bois, prix du carbone, structure des coûts d'exploitation, âge du bois, taux d'actualisation) ont été trouvées et utilisées à ce niveau. Les résultats sont présentés dans le chapitre qui suit.

CHAP. III. RESULTATS ET DISCUSSIONS

Dans ce chapitre, nous présentons nos résultats d'abord et la discussion ensuite. Nos résultats portent principalement sur la part du revenu forestier dans le revenu des ménages, l'état de la dynamique d'occupation (forestière) du sol, la valeur du bois et du carbone, l'âge optimal de rotation forestière à Kaziba, les VAN optimales et les attitudes des propriétaires forestiers vis-à-vis du paiement pour la séquestration du carbone séquestré.

III.1. PART DU REVENU FORESTIER DANS LE REVENU DES MENAGES A KAZIBA

Le tableau 4 présente les résultats sur les différentes sources de revenu de ménage et leurs parts respectives dans le revenu total tenant compte de leur participation forestière ou non. Dans ce même tableau, nous présentons les résultats sur la taille de l'exploitation moyenne dont dispose chaque catégorie de ménage.

Tableau 4 : Revenu des ménages estimé à partir des données d'enquête

	Participation (N=173)		Non-participation (N=290)		Total (N=463)	
Sources du revenu des ménages	Moyenne ± Ecart-type	Part dans le revenu total	Moyenne ± Ecart-type	Part dans le revenu total	Moyenne ± Ecart-type	Part dans le revenu total
Revenu des activités indépendantes (commerce, artisanat,…)	117,5±12,7	3,4	93,6±6,0	7,1	102,6±6,1	4,8
Revenu salariés	88,2±8,8	2,5	94,1±7,5	7,1	91,9±5,7	4,3
Revenu issu des transferts et dons	69,5±9,2	2,0	69,1±7,0	5,2	69,3±5,6	3,2
Revenu de l'élevage	521,4±39,9	14,9	443,9±55,3	33,6	472,9±37,7	22,1
Revenu agricole	998,6±201,2	28,5	620,3±85,9	47,0	761,6±92,7	35,7
Revenu des activités forestières	1704,6±396,5	48,7			636,9±152,8	29,8
Dimension de l'exploitation	5,1±5,7		4±2,1		5,1±5,7	

Source : Nos résultats

Selon les résultats d'enquête (tableau 4), 173 ménages ont indiqué avoir une plantation forestières (participants) contre 290 ménages qui n'en ont pas (non participants). Cela veut dire que 37,36% des ménages à Kaziba ont une plantation forestière. La taille moyenne de l'exploitation pour les ménages ayant des forêts varie entre 5,1±5,7ha par ménage contre 4±2,1ha pour les ménages n'ayant pas des plantations forestières. Pour les ménages ayant une plantation forestière, la part du revenu forestier dans le revenu total (48,7%) est très importante

que toutes les autres sources de revenu. Pour tous les ménages, le revenu forestier occupe la deuxième place (29,8%) après le revenu agricole (35,7%).

Revenu observé, revenu contrefactuel et gain de revenu dus à la participation aux activités forestières à Kaziba

La différence de revenu conditionnel à la participation des ménages aux activités forestières est présentée dans le tableau 5. Ce tableau présente aussi des résultats contrefactuels et l'effet de traitement. Cependant, le revenu observé pour les ménages forestiers s'élève à 4717,9US$ et à 947,1US$ pour les non participants. Cependant, le revenu moyen qu'auraient les ménages forestiers s'ils n'avaient pas participé dans les activités forestières est de 540US$. Et le revenu moyen attendu qu'auraient les ménages non forestiers s'ils avaient décidé de participer aux activités forestières est de 18188US$. Ces résultats montrent que la participation dans les activités forestières, pour les non participants, pourraient le conduire à réaliser des gains de revenu allant jusqu'à 17241,3US$. Alors que la non-participation dans ces activités, pour les ménages forestiers, pourraient les conduire à réaliser des pertes jusqu'à 4177,9US$.

Ces résultats montrent que la participation dans les activités forestières peut permettre aux ménages d'accroitre leur niveau de revenu. Parce que, les activités forestières génèrent des revenus supplémentaires importants pour les ménages, il peut fournir aux participants des capitaux supplémentaires pour investir dans la technologie agricole, qui est un facteur d'amélioration de la productivité. Outre la génération de revenus, l'engagement des ménages agricoles dans des activités forestières peut réduire la possibilité d'un chômage déguisé résultant d'une force de travail excessive sur l'exploitation, améliorant ainsi la productivité agricole et, par conséquent, augmentant le niveau de production de l'exploitation.

Tableau 5 : Effet des activités forestières sur le revenu des ménages

	Etape de décision		Effet de traitement	
	de participer	de ne pas participer		
Forestiers (N=173)	4717,9***	540,0***	ETMT	4177,9***
	(42,74)	(63,10)		(41.01)
Non forestiers (N=290)	18188,4***	947,1***	ETMNT	17241,3***
	(9,75)	(48,49)		(9,28)

Erreur standard en parenthèse *** p<0,01 ; ** p<0,05 ; * p<0,1
Source : auteur

III.2. DYNAMIQUE DE L'OCCUPATION DU SOL A KAZIBA

A ce point III.2., nous présentons d'abord les états de l'occupation du sol en 2000, 2010 et 2020 avec des cartes appelées cartes d'occupation du sol. Et ensuite nous présentons l'état de la dynamique d'occupation du sol par les forêts plantées dans la région.

III.2.1. Etat de l'occupation du sol en 2000

La fig.3 indique les résultats de l'occupation des sols à Kaziba en 2000, 2010 et 2020. Concernant les résultats d'occupation du sol en 2000, les plantations occupent 11,64% de la surface totale de la région soit 23,48km^2. Les plantations viennent en troisième place d'occupation après les forêts et les savanes. Seuls les forêts naturelles occupent plus de la moitié de la surface de la région c'est-à-dire 109,43km^2 soit 54,27%. Les savanes occupent 58,49 km^2 soit 29,01%. Enfin, les terres agricoles et les sols nus occupent respectivement 9,9 km^2 soit 4,92% et 0,3 km^2 soit 0,15%.

III.2.2. Etat de l'occupation du sol en 2010

La fig.3 indique les résultats de l'occupation des sols à Kaziba en 2010. Ces résultats indiquent que les plantations occupent 35,21% de la surface totale de la région soit 70,99 km^2. Les plantations occupent la première place d'occupation du sol. Les forêts naturelles occupent 45,55 km^2 soit 22,59%. Les savanes occupent 68,6 km^2 soit 34,02%. Enfin, les terres agricoles et les sols nus occupent respectivement 15,09 km^2 soit 7,48% et 1,4 km^2 soit 0,7%.

III.2.3. Etat de l'occupation du sol en 2020

L'analyse de la fig.3 montre qu'en 2020, les plantations occupent 51,76 km^2 soit 25,67%. Les plantations occupent la deuxième place d'occupation du sol après les savanes. Les savanes qui occupent la première place représentent 82,31 km^2 soit 40,83%. Les forêts naturelles occupent 46,58 km^2 soit 23,1%. Enfin, les terres agricoles et les sols nus occupent respectivement 19,02 km^2 soit 9,43% et 1,95 km^2 soit 0,97%.

Tenant compte de la qualité de la classification, le tableau 6 indique à sa dernière ligne les résultats du coefficient Kappa. Concernant les résultats de nos trois classifications, le coefficient de Kappa est inférieur à 85% signifiant qu'il n'y a pas de précision globale dans la classification.

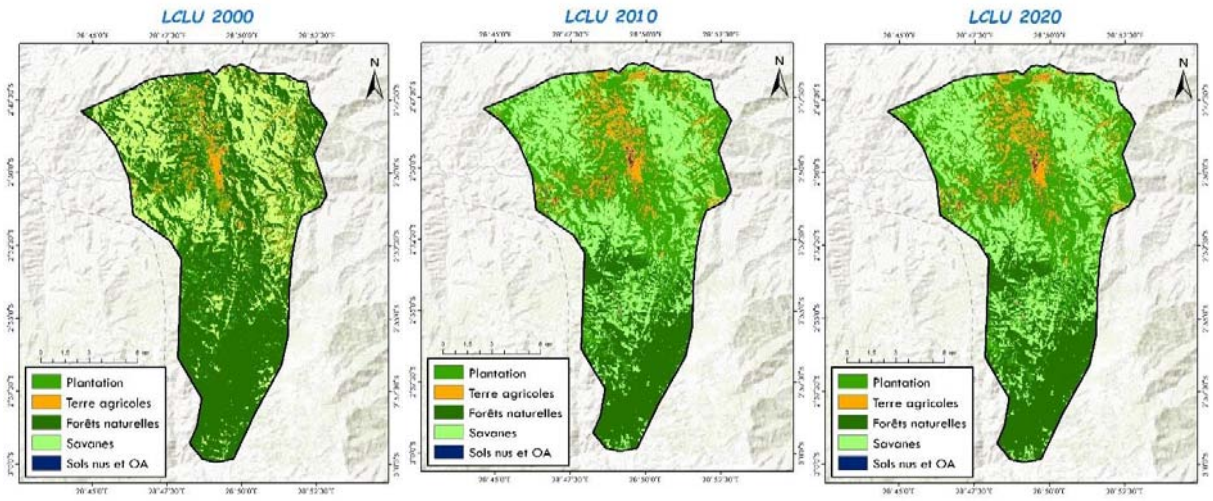


Figure 3 : cartes d'occupation des sols à Kaziba. De gauche à droite, la première image présente l'occupation des sols en 2000, la deuxième en 2010 et la dernière en 2020

Source : auteur à partir des données satellitaires

Tableau 6 : synthèse des résultats d'occupation du sol en 2000, 2010 et 2020

Classes d'occupation	2000		2010		2020	
	km²	**%**	**km²**	**%**	**km²**	**%**
Plantation	23,48	11,64	70,99	35,21	51,76	25,67
Terres agricoles	9,92	4,92	15,09	7,48	19,02	9,43
Forêts naturelle	109,43	54,27	45,55	22,59	46,58	23,1
Savanes	58,49	29,01	68,6	34,02	82,31	40,83
Sols nus et OA	0,3	0,15	1,4	0,7	1,95	0,97
Kappa	72		77,3		78,53	

Source : auteur

III.2.4. Etat de la dynamique d'occupation du sol entre 2000-2010 et 2010-2020

Le tableau 7 indique l'Etat de la dynamique d'occupation du sol entre 2000-2010 et 2010-2020.

Tableau 7 : Etat de la dynamique d'occupation du sol entre 2000-2010 et 2010-2020

Classes d'occupation	**Etat de progression ou de régression (2000-2010)**		**Etat de progression ou de régression (2010-2020)**	
	en km^2	en %	en km^2	en %
Plantation	47,51	23,57	-19,23	-9,54
Terres agricoles	5,17	2,56	3,93	1,95
Forêts naturelle	-63,88	-31,68	1,03	0,51
Savanes	10,11	5,01	13,71	6,81
Sols nus	1,1	0,55	0,55	0,27

Source : auteur

Les résultats du tableau 7 nous permettent de distinguer deux étapes d'évolution des plantations forestières dans le milieu au fil du temps. La première étape est l'étape de progression des plantations forestières qui est intervenu entre 2000 et 2010. La deuxième étape est celle de régression des plantations forestières intervenue entre 2010 et 2020.

Concernant alors l'étape de progression, les résultats du tableau 6 montrent qu'entre 2000 et 2010, la surface occupée par les plantations a triplé, ce qui équivaut à une augmentation de la surface de 47,51 km^2 soit 23,57%. Cette augmentation en cette période s'était traduite par une forte diminution des surfaces occupées par les forêts naturelles de 63,88 km^2 (31,68%). Ceci veut dire en d'autres termes que les forêts naturelles ont subi une forte déforestation entre 2000 et 2010 au profit des plantations forestières. Il est probable que les plantations étaient perçues par les ménages comme étant économiquement rentables, c'est pourquoi elles les a attiré et ainsi occupées la première place dans l'utilisation du sol dans la région.

Concernant l'étape de régression des plantations forestières, les résultats du même tableau 6, indiquent cependant qu'entre 2010 et 2020, ces plantations ont perdu près d'un tiers de leur surface. C'est-à-dire que ces plantations ont perdu 19,73 km^2 soit 9,54% de leur surface dans la région. Ainsi, si l'on admet que le bois à Kaziba est exploité pour des raisons commerciales, logiquement, la raison de cette perte de surface ne peut être traduite que par la récolte du bois.

Concernant la détection du changement de l'occupation du sol à Kaziba indiquée sur la fig.3, nous constatons que c'est en grande partie les régions de l'est et de l'ouest de Kaziba qui ont subi de changement de l'occupation du sol, faible à 27,1% et très fort à 13,5%. Par ailleurs, 59% du sol a changé très faiblement d'occupation et cela a été beaucoup plus remarqué dans la partie Sud de la région. Les régions où sont concentrées les plantations forestières, les forêts

naturelles et les savanes ont subi un changement très fort. Tandis que dans les régions où le changement est faiblement ou très faiblement prononcé, sont beaucoup plus occupées par les champs agricoles et les terres nues.

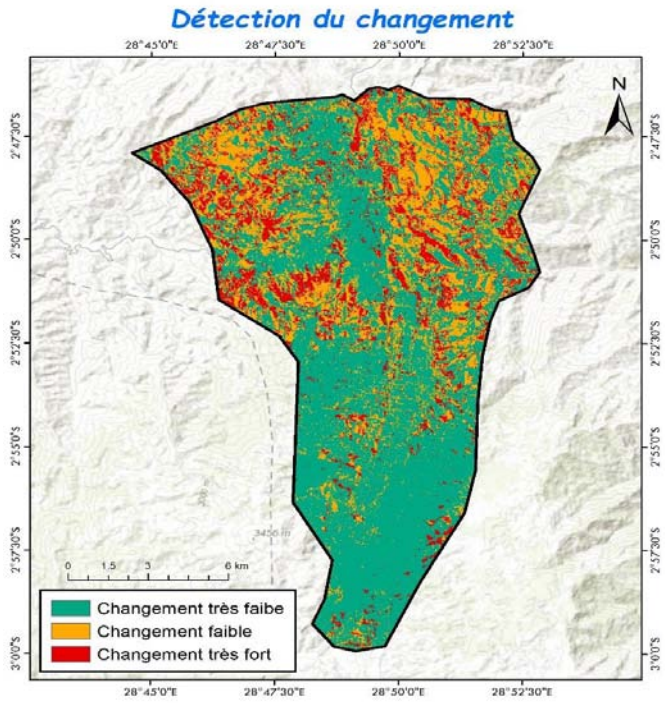


Figure 4 : Carte de détection du changement dans l'occupation des sols à Kaziba.
Source : auteur

III.3. ESTIMATION DU CARBONE ET DU VOLUME DU BOIS DANS LES PLANTATIONS DE KAZIBA

A ce point III.3, nous allons présenter les résultats d'estimations de la biomasse, du carbone et du volume du bois. Les résultats de l'analyse de variance ainsi que la relation existant entre le carbone ou le volume du bois et les variables dendrométriques sont présentés à ce point.

II.3.1. Résultats d'estimation de la biomasse, du carbone et du volume de bois

Le tableau 8, nous présente les résultats d'estimation de la biomasse, du carbone et du volume de bois par espèces et par arbres.

Tableau 8 : Moyenne des variables par espèces

VARIABLES	Age	DHP	Hauteur	Biomasse	Carbone	Volume
Cyprès	12,94***	16,83***	17,62***	0,141***	0,0820***	4,464***
	(0,0879)	(0,124)	(0,0581)	(0,00263)	(0,00153)	(0,0865)
Pinus	11,85***	17,09***	15,85***	0,156***	0,0908***	4,285***
	(0,0648)	(0,191)	(0,0926)	(0,00502)	(0,00293)	(0,145)
Eucalyptus	14,24***	23,09***	19,65***	0,622***	0,363***	12,61***
	(0,167)	(0,362)	(0,135)	(0,0251)	(0,0147)	(0,529)
Observations	4,584	4,584	4,584	4,584	4,584	4,584

Erreurs standards en parenthèses *** p<0,01, ** p<0,05, * p<0,1
Source : auteur

Dans les 52 parcelles, la biomasse aérienne par arbre varie de 0,141tonne (t) pour les plantations de *Cupressus lusitanica*, qui présentent en moyenne un DHP faible de 16,83 cm, à 0,156t pour le *Pinus patula* et 0,622t pour l'*Eucalyptus spp*. Les plantations d'*Eucalyptus spp* présentent une moyenne la plus élevée puisqu'elles comportent des valeurs plus élevées au DBH moyen (23,09cm) et à la hauteur (19,65m). Ce qui fait que c'est dans les plantations d'*Eucalyptus spp* qu'on retrouve des arbres qui séquestrent le plus de carbone (0,363 tC par arbre) par rapport au *Cupressus lusitanica* (0,0820 tC par arbre) et au *Pinus patula* (0,0908 tC par arbre). Cela est aussi valable pour la production du bois avec en moyenne 12,61 tonne pour *l'Eucalyptus spp.*, 4,285 tonne pour le *Pinus patula* et 4,464 tonne pour le *Cupressus lusitanica*.

La fig.4 ci-dessous confirme ces résultats.

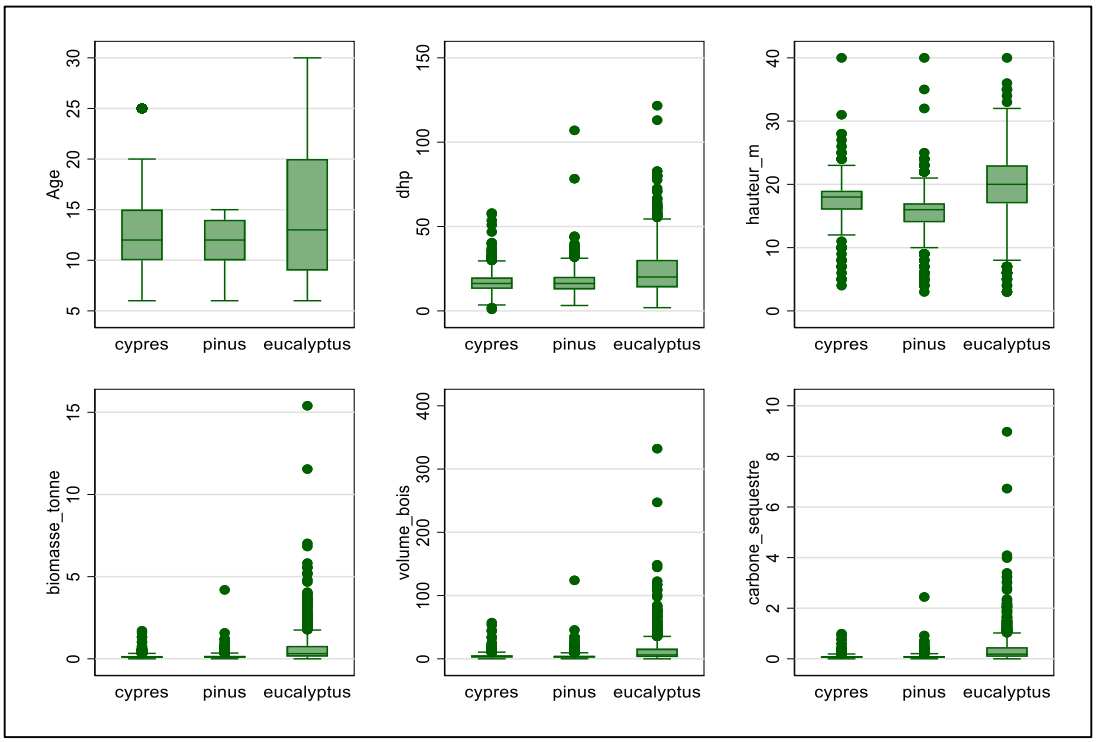


Figure 5 : variabilité des variables dendrométriques de base, du carbone et du volume de bois par espèce
Source : auteur

Par ailleurs, nous avons aussi effectué les estimations par hectare. Les résultats sont présentés dans le tableau 9. Ces résultats montrent que dans les 52 parcelles échantillonnées, la biomasse moyenne varie entre 341,984 et 472,1422t/ha. La densité aérienne du carbone (dca) qui en résulte est en moyenne de 191,3196 tC/ha. En convertissant la dac en densité terrienne du carbone (dcs), l'on obtient des valeurs qui se situent entre l'intervalle de 38,5758 à 53,25764 tC/ha. En sommant la dca et la dcsa, nous obtenons le carbone total dans les plantations forestières de Kaziba. Ainsi, le carbone total trouvé est de 237,2364 tC/ha en moyenne. Cette quantité de carbone équivaut à 870,6574 tonne de CO2e par hectare. Le volume du bois estimé en moyenne est de 603,8104tonne de m^3 du bois par hectare.

Tableau 9 : estimation de la moyenne du carbone et du volume du bois par hectare

	Moyenne	**Erreur Stan.**	**[95% Inter**	**confiance]**
Biomasse (tonne/ha)	407,0631	32,41662	341,984	472,1422
Densité aérienne du carbone (tC/ha)	191,3196	15,23581	160,7325	221,9068
Densité terrienne du carbone (tC/ha)	45,91672	3,656595	38,5758	53,25764
Total Carbone (tC/ha)	237,2364	18,89241	199,3083	275,1645
CO2 équivalent (tC/ha)	870,6574	69,33513	731,4614	1009,854
Volume du bois (t/ha)	603,8104	39,85595	523,7963	683,8246

Source : auteur

III.3.2. Analyse de la variabilité des variables dendrométriques, du volume du bois et du carbone entre les différentes espèces sous étude.

Le tableau 9 ci-dessus, présente les résultats de la moyenne du carbone et du bois par hectare à Kaziba. Nous ne savons pas comment ces moyennes du carbone et du bois varient entre les espèces, moins encore comment le DHP, la hauteur, la biomasse ou l'âge du bois varient aussi entre les espèces sous étude. Le tableau 10, ci-dessous montre comment ces derniers varient entre les espèces. Cela signifie qu'il existe une différence significative dans la moyenne du volume de bois, du DHP, de la hauteur, de la biomasse, de l'âge et du carbone entre les espèces (tableau10). La comparaison moyenne a été effectuée en utilisant le test de Tukey pour $p \leq 0,05$.

Tableau 10 Résultat de l'analyse de la variance

Variable	Facteur	df	MS	F	Prob>F
Volume du bois	Espèce	2	32374,981	253,24	0,0000***
	Residuel	4,581	127,84088		
DHP	Espèce	2	18227,279	230,70	0,0000***
	Residual	4,581	79,008985		
Hauteur en m	Espèce	2	4709,5348	356,84	0,0000***
	Residual	4,58	13,197975		
Biomasse_tonne	Espèce	2	108,72539	398,26	0,0000***
	Residual	4,581	,27300317		
Carbone séquestré	Espèce	2	36,929215	398,26	0,0000***
	Residual	4,581	,09272712		
Age	Espèce	2	1871,9234	96,51	0,0000***
	Residual	4,581	19,396498		

*** p<0,01 significatif à 0,01

Source : auteur

III.3.3. Relation entre le carbone séquestré et les paramètres dendrométriques de base

Les relations entre le stock de carbone et les paramètres du bois, présentées dans la fig.6 montrent qu'il existe une corrélation positive entre le carbone et le DHP du bois (p=0,000 et r=0,8512), avec 72,41% de la variabilité du carbone expliquée par le DHP du bois. Cette même figure indique une faible corrélation entre le carbone et la hauteur du bois (p=0,000 et r=0,5056), avec 25,57% de la variabilité du carbone expliquée par la hauteur du bois. La variabilité du carbone séquestré est en grande partie expliquée par le DHP et la hauteur du bois. D'autres paramètres comme la densité du bois ici prise en compte dans les modèles allométrique pourraient contrôler le stock du carbone dans les plantations de Kaziba (p=0,000, r=0,3765, r2=0,1415). En plus, quoi que l'âge du bois n'est pas intégré dans les équations allométrique considérées ici pour le calcul du carbone pour toutes les espèces, nous trouvons quand même qu'il expliquerait très faiblement (9,82%) la variabilité du carbone (p=0,000 et r=0,3134).

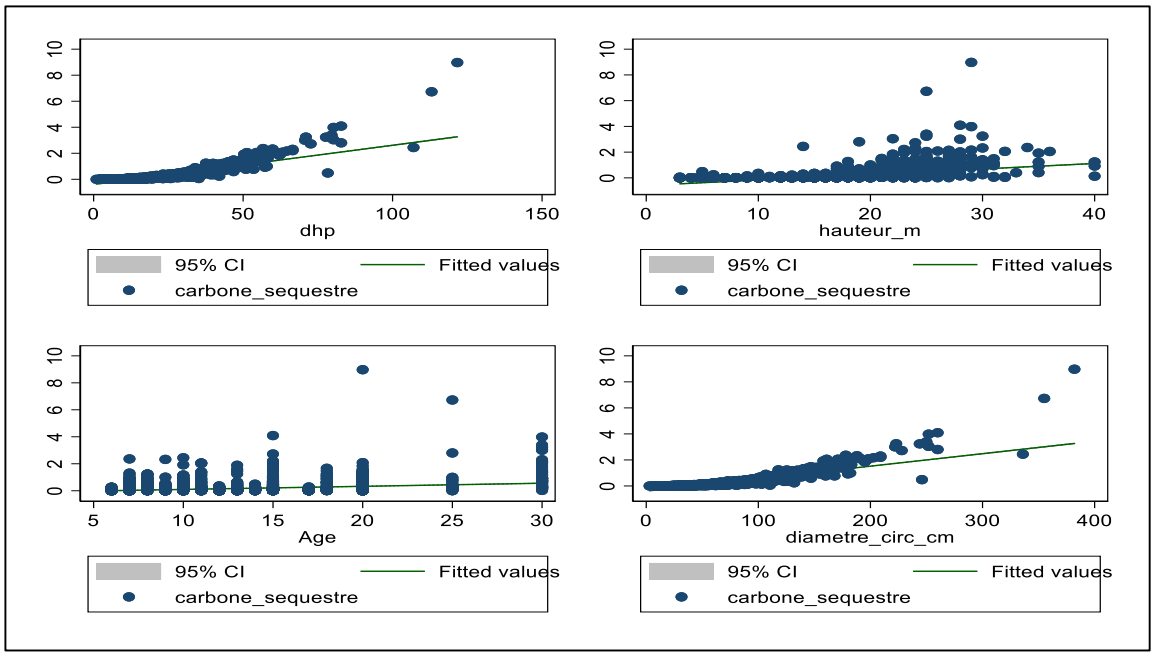


Figure 6 : relation entre le carbone et les paramètres dendrométriques de base
Source : auteur

Les relations entre le carbone et les paramètres du bois par espèces, présentées dans la fig.7 présentent les mêmes tendances que ceux de la fig6. Par exemple, le DHP du bois est positivement corrélé avec le carbone séquestré pour le cyprès (p=0,000, r=0,932, r2=0,702, n=1986), le pinus (p=0,000, r=0,8685, r2=0,7543, n=1228) et l'Eucalyptus (p=0,000, r=0,8962, r2=0,8032, n=1370).

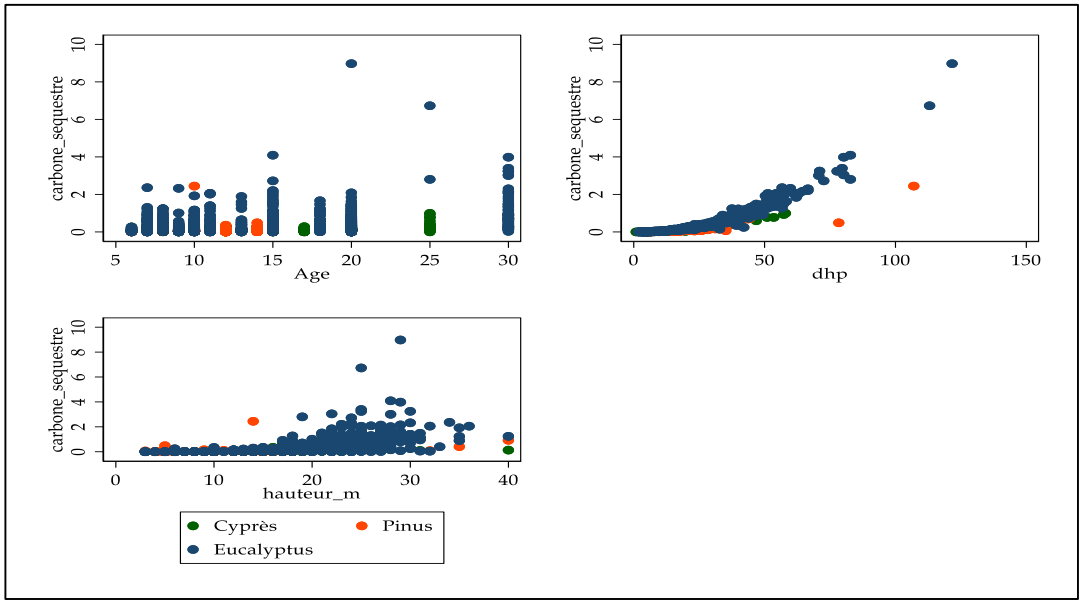


Figure 7 : relation entre le carbone et les paramètres dendrométriques de base par espèces
Source : auteur

III.4. COUT D'EXPLOITATION ET VALEUR DES PLANTATIONS FORESTIERES DE KAZIBA

Nous essayons de comprendre profondément comment les coûts d'exploitations forestières sont structurés envie de bien pouvoir les inclure dans les évaluations de la valeur des plantations. Les données qui nous ont servi à les calculer ont été récoltées de l'enquête.

III.4.1. Structure des coûts d'exploitation des forêts à Kaziba

La structure des coûts, présentée dans le tableau 11 ne prend pas en compte la valorisation de la main d'œuvre familiale. Seuls la main d'œuvre externe et les autres types de coûts sont pris en compte. Selon cette structure, le coût total de production du bois à Kaziba se situe entre 520,71±1539,87US$ par hectare. Plus spécifiquement, la récolte du bois nécessite un coût plus élevé (356,29±923,10US$) par rapport aux autres opérations de production, 201,75±585,61US$ pour l'entretien dès l'établissement jusqu'à la 4ème année, 100,58±242,82US$ pour l'établissement de la forêt, 161,97±356,26US$ pour la main d'œuvre,… Le transport du bois coûte moins cher (71,05±110,68US$) que toutes les autres opérations de production, puisque le bois est souvent vendu sur pied et sur place dans les exploitations. Et donc ensemble avec les coûts de commercialisation, le coût de transport sont souvent à charge de l'acheteur et non du vendeur (propriétaire).

Les plantations forestières exigent plus d'entretien et de suivi dans les trois premières années d'exploitation. Et après la troisième année, certains propriétaires forestiers n'engagent plus des coûts pour l'entretien de leurs forêts. C'est qui fait que le coût d'entretien devient de plus en plus faible au-delà de cette année.

Tableau 11 : structures des coûts d'exploitation des plantations forestières de Kaziba

Structure des coûts	Min	Moyenne ± Ecart-type	Max
Etablissement de la forêt	5,00	100,58±242,82	2500,00
Main d'œuvre	2,00	161,97±356,26	2500,00
Entretien dès l'établissement jusqu'à la 4ème année	2,00	201,75±585,61	5900,00
Protection de la forêt	2,00	102,42±151,63	890,00
Récolte du bois	4,00	356,29±923,10	6000,00
Transport du bois	2,00	71,05±110,68	800,00
Autres charges de production et commercialisation	2,00	110,74±856,67	9678,00
Total des coûts de production (en $/ha)	12,00	520,71±1539,87	19534,00

Source : auteur

III.4.2. Valeur des plantations forestières de Kaziba en 2022

En 2022, nous avons essayé d'estimer la valeur des plantations de Kaziba lorsqu'elles produisent le bois d'une part et d'autres parts lorsqu'elles produisent du bois et du carbone. Cette valeur n'est pas actualisée. Elle correspond à ce que représentent ces forêts si leurs propriétaires recevaient des paiements pour la séquestration de carbone cette année 2022. Cette valeur est présentée dans le tableau 12.

Ces résultats montrent que le bois à Kaziba en 2022, représente 12310,272 US$/ha. Considérant alors la superficie totale occupée par les plantations à Kaziba, sa valeur nette atteint 63 726 997,55 US$. En y intégrant la valeur monétaire du carbone de cette même année (2022) selon le MDP et le REDD+, sa valeur totale nette augmente en moyenne de 2372,364US$/ha et de 4270,255 US$ ha/an respectivement pour le MDP et le REDD+. Ce qui fait qu'en considérant la surface totale de ces forêts, leurs valeurs totales sont de 76 007 428,51 US$ et de 85 831 742,22 US$ respectivement pour le MDP et le REDD+.

Tableau 12 : Estimation de la valeur du bois et du carbone à Kaziba

Variables	**Moyenne**	**Erreur standard**	**[95% Intervalle**	**de confiance]**	**Valeur totale du carbone (Surface total : 5176,44ha)**
Valeur brut du bois	12830,97	846,9389	11130,67	14531,27	$66 418 746,35
Valeur nette bois[a]	12310,97	846,9389	10610,67	14011,27	$63 726 997,55
Valeur du carbone*[b]	1913,196	152,3581	1607,325	2219,068	$9 903 544,30
Valeur du carbone*[c]	3443,754	274,2446	2893,185	3994,323	$17 826 385,96
Valeur du carbone**[b]	2372,364	188,9241	1993,083	2751,645	$12 280 399,90
Valeur du carbone**[c]	4270,255	340,0633	3587,549	4952,96	$22 104 718,79
Valeur du bois et du carbone *[b]	14224,17	993,6295	12229,37	16218,96	$73 630 562,55
Valeur du bois et du carbone *[c]	15754,73	1112,08	13522,13	17987,32	$81 553 414,56
Valeur du bois et du carbone **[b]	14683,34	1029,08	12617,37	16749,3	$76 007 428,51
Valeur du bois et du carbone **[c]	16581,23	1176,335	14219,64	18942,82	$85 831 742,22

Source : auteur

[a] Il a été difficile d'estimer le prix du bois par volume dans le milieu. Nous avons ainsi fait référence à l'unité standard utilisé qui est le stère. Deux raisons nous ont poussées à adopter le prix d'un stère comme référence au prix d'un m3 du bois. Premièrement, sur le marché local dans la région, un stère de bois se négocie à 17$ et c'est un prix officiel reconnu par la chefferie. Deuxièmement, tenant compte des techniques de conversion du bois existantes, il est facile de convertir le volume du bois en stère. Tenant compte de ces techniques, un stère du bois équivaut 0.80m3 pour le bois ayant un diamètre moyen de 50 cm. Le diamètre moyen trouvé dans le cas de cette étude est de 58cm, ce qui nous a permis d'utiliser cette technique de conversion et de trouver à partir de la règle de trois simple qu'un m3 du bois correspondrait à un 1.25 stère du bois. Nous trouvons enfin qu'un m3 du bois en valeur correspondrait à 17US0$*1.25=21.25US$.

* cas où c'est la dca qui est considérée, ** cas où c'est le carbone total qui est considéré. [b] prix du carbone de 10US$/tC appliqué au MDP (Kairo et al. (2009) et [c] prix du carbone de 18US$/tC appliqué par REDD+(Medeiros et al. (2011) 18US$/tC)

III.5. AGE OPTIMAL DE RECOLTE DU BOIS ET DE SEQUESTRATION DU CARBONE DANS LES PLANTATIONS FORESTIERES DE KAZIBA

Les résultats du tableau 13 montrent que pour réaliser le maximum du bois dans les plantations de Kaziba il faut 24,4 ans pour le cyprès ; 21,5 ans le pinus et 7,39 ans pour l'Eucalyptus. L'eucalyptus croit vite que les deux autres espèces et c'est ainsi qu'il faut seulement 7,39 ans pour qu'il fournit le maximum du bois au propriétaire forestier. De l'autre côté, les propriétaires forestiers, s'ils décident de poursuivre seulement l'objectif de production du carbone, ils réaliseront une production maximale du carbone qu'après 24,4 ans pour le cyprès ; 21,6 ans pour le pinus et 6,8 ans pour l'Eucalyptus (tableau 14). En comparant l'âge de rotation pour toutes les espèces que ça soit pour la production et du carbone, aucune différence d'âge n'a été constatée. L'ajout des bénéfices du carbone n'a aucun effet sur l'âge de rotation pour les ménages.

Tableau 13 : Equation de croissance du bois

Variables	Equation de croissance du bois pour le cyprès	Equation de croissance du bois pour le pinus	Equation de croissance du bois pour l'Eucalyptus
Age	-1,218***	-5,026***	-0,289
	(0,115)	(0,717)	(0,366)
Age carré	0,0499***	0,233***	0,0391***
	(0,00382)	(0,0309)	(0,0107)
Constant	11,11***	29,91***	7,291***
	(0,809)	(4,025)	(2,813)
Observations	1,986	1,228	1,370
R-squared	0,140	0,068	0,112

Erreurs standards en parenthèses *** p<0,01;** p<0,05; * p<0,1
Source: Nos résultats

Tableau 14 : Equation de séquestration et de croissance du carbone

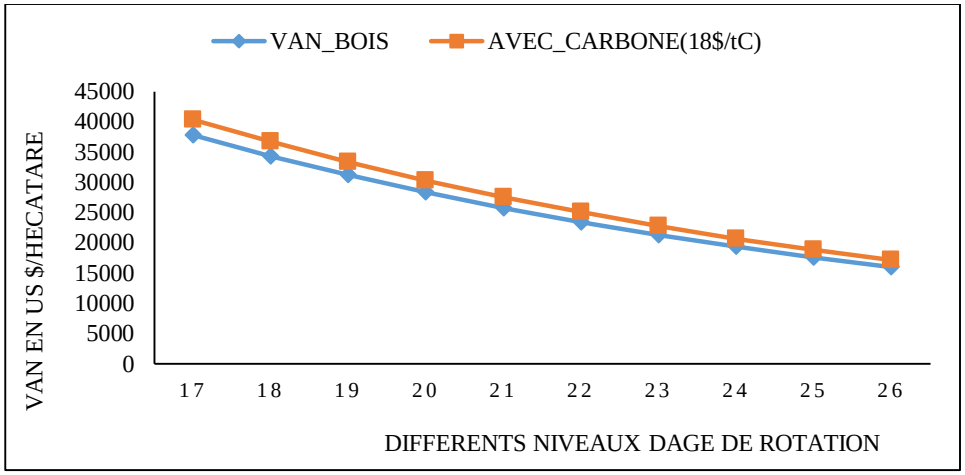
Variables	Equation de croissance du carbone pour le cyprès	Equation de croissance du carbone pour le pinus	Equation de croissance du carbone pour l'Eucalyptus
Age	-0,0214***	-0,104***	-0,00734
	(0,00203)	(0,0144)	(0,0101)
Age carré	0,000877***	0,00482***	0,00108***
	(6,78e-05)	(0,000622)	(0,000295)
Constant	0,199***	0,620***	0,208***
	(0,0143)	(0,0809)	(0,0778)
Observations	1,986	1,228	1,370
R-squared	0,138	0,072	0,115

Erreurs standards en parenthèses *** p<0,01 ; ** p<0,05 ; * p<0,1
Source: Nos résultats

III.6. RESULTATS DES VAN OPTIMALES DU BOIS ET DU CARBONE

Les résultats d'optimisations indiquant les VAN optimales et l'âge optimal de rotation sont présentés sur la figure 8 et ceux de l'analyse de sensibilité des VAN sont présentés dans le tableau 15.

Comme le montre la figure 8, les VAN du bois et du carbone se sont révélées affectées par l'âge de la récolte. Par contre, les VAN du bois avec le carbone sont peu sensibles aux prix du carbone considérés dans ce travail. Les VAN du bois et celles du bois avec le carbone au cours de la période de 10 ans ont d'une part diminué avec l'augmentation de l'âge de récolte du bois pour tous les niveaux du taux d'actualisation et d'autres parts elles ont augmenté si le prix du carbone passait de 10US$/tC à 18US$/tC.



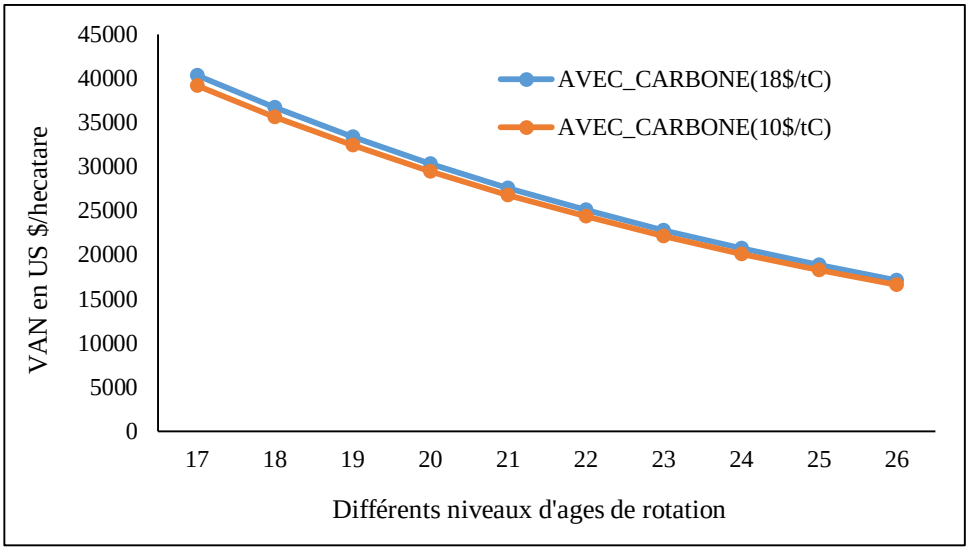


Figure 8 : Valeur actuelle nette (en US$/ha) pour différente rotation d'âge et pour le taux d'actualisation de 10%, prix du bois de 21.25US$/m^3 du bois.
Source: auteur

Maintenant, le tableau 15 présente les résultats de VAN des plantations de Kaziba dans le cas où le taux d'actualisation varie d'une part et dans le cas où le prix du carbone varie d'autres parts. Ces résultats montrent que les VAN dans les deux cas sont très sensibles au taux d'actualisation. Au taux de 10% par exemple, les VAN au niveau de la forêt varient de 1361,2 à 12757,8 US$/ha pour le bois. En intégrant la valeur du carbone, les VAN prennent des valeurs qui varient de 1455,3 à 13772 US$ pour le principe REDD+. Par ailleurs, en considérant le principe appliqué au MDP, les VAN varient de 1413,5 à 13321,3 US$/ha. Cependant, en faisant varier le taux d'actualisation, les résultats montrent que les VAN les plus élevés sont réalisées au taux inférieur (5%) que ça soit pour le bois seulement ou pour le bois avec carbone.

Tableau 15 : Valeur actuelle nette des cas des forêts avec changement du taux d'actualisation et du prix du carbone

	VAN du Bois seulement (en US$/ha)*			VAN du bois avec le carbone (en US$/ha)					
Cas de forêts	r=10%	r=7%	r=5%	r=10%**	r=7%**	r=5%**	r=5%***	r=7%***	r=10%***
1	8855,3	11675,9	14100,6	9381,4	12369,6	14938,3	14566,0	12061,3	9147,6
2	4369,5	5761,2	6957,6	4616,9	6087,5	7351,7	7176,5	5942,5	4506,9
3	3637,8	4796,6	5792,6	3832,8	5053,6	6103,1	5965,1	4939,4	3746,1
4	4930,9	6501,5	7851,6	5192,3	6846,1	8267,8	8082,8	6693,0	5076,1
5	4543,7	5991,0	7235,1	4900,8	6461,8	7803,7	7551,0	6252,6	4742,1
6	12757,8	16821,5	20314,7	13772,0	18158,8	21929,7	21211,9	17564,5	13321,3
7	5147,9	6787,7	8197,2	5572,9	7348,0	8873,9	8573,1	7099,0	5384,0
8	5716,1	7536,9	9102,0	6192,0	8164,3	9859,7	9522,9	7885,4	5980,5
9	8081,6	10655,7	12868,5	8745,9	11531,8	13926,4	13456,3	11142,4	8450,7
10	6265,7	8261,5	9977,0	6787,6	8949,7	10808,2	10438,8	8643,8	6555,7
11	3044,1	4013,8	4847,3	3237,7	4269,0	5155,5	5018,5	4155,6	3151,7
12	3130,4	4127,5	4984,6	3326,5	4386,0	5296,8	5158,0	4271,1	3239,3
13	2451,6	3232,4	3903,7	2608,8	3439,8	4154,1	4042,8	3347,6	2538,9
14	3770,0	4970,8	6003,1	4002,7	5277,7	6373,7	6209,0	5141,3	3899,3
15	1361,2	1794,8	2167,5	1455,3	1918,8	2317,2	2250,7	1863,7	1413,5

Source: auteur

* le prix du bois est de 21.25US$/$m^3$ du bois. ** le prix du carbone est de 18US/tC ; *** le prix du carbone est de 10US$/tC. Le nombre d'année considéré pour ce le calcul est de 10 ans.

III.7. PREFERENCE REVELEE DES PROPRIETAIRES FORESTIERS POUR LE PROJET DE MISE EN COMMUN DU CARBONE

Pour encourager les propriétaires forestiers à adopter la durée de rotation optimale lorsque le piégeage du carbone a une valeur, le paiement pour le piégeage du carbone doit tenir compte des préférences des propriétaires forestiers locaux. L'enquête a permis de recueillir l'opinion des propriétaires forestiers sur les systèmes de paiement. Les résultats de l'enquête concernant deux systèmes, les paiements annuels et les paiements anticipés, sont présentés ci-après (tableau 16).

Tableau 16 : Méthode de paiement pour le PSE

Méthode de paiement souhaité	**Fréquence**	**Pourcentage**
Paiement annuel	72	41,62
Paiement intégral lors de la création de la forêt	101	58,38
Total	173	100

Source : auteur

Ainsi, ces deux systèmes de paiement du carbone proposés, sont pondérés par les répondants, respectivement de 41,62% et de 58,38%. Dans le cas du système de paiement annuel, les exploitants forestiers recevraient des paiements annuels pour le service carbone à partir de la fermeture du couvert forestier ou à partir de la quatrième année jusqu'à la récolte de la forêt. Dans le cas du système de paiement anticipé, les exploitants forestiers recevraient un paiement intégral pour le service du carbone au moment de la création de la forêt et devraient signer un engagement à conserver leurs forêts jusqu'à un certain âge. Les résultats de l'enquête montrent que les propriétaires forestiers souhaiteraient recevoir un montant moyen de 13739US$ par ha et par an au titre du carbone pour conserver leurs arbres jusqu'à l'âge de 30 ans en moyenne. Par ailleurs, jusqu'à la séparation de leur forêts, ces propriétaires forestiers souhaiteraient recevoir un montant de 38436US$ en moyenne par ha et par rotation (fig.9).

La fig.9 ci-dessous montre les résultats du consentement à payer aux ménages pour que ces derniers conservent leurs arbres dans les forêts jusqu'à une période de 30 ans.

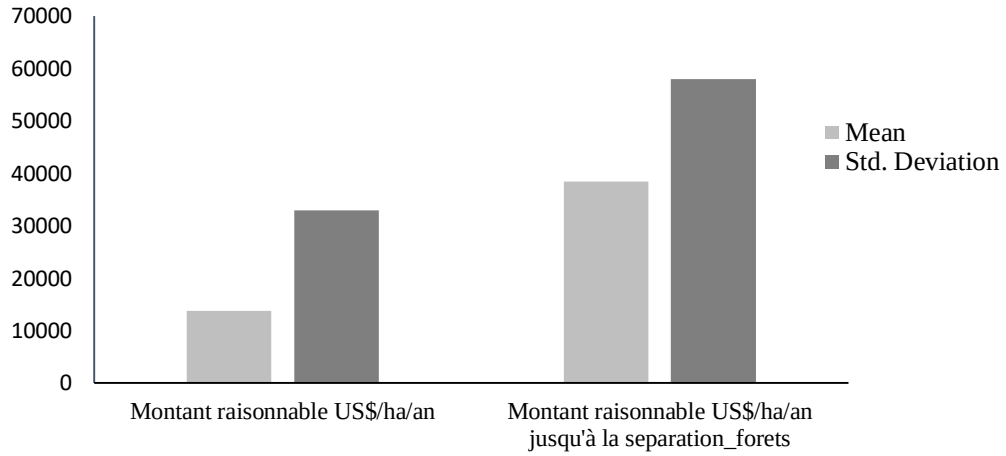


Figure 9 : Consentement à recevoir pour conserver les arbres jusqu'à 30 ans plantations forestières de Kaziba

Source : auteur

Une analyse de tableau croisé dynamique a été faite pour comprendre l'influence des caractéristiques des ménages forestiers dans le choix de la méthode de paiement (fig.10 et fig.11). Cette analyse montre que le paiement intégral est plus préférable par la catégorie des ménages ayant des caractéristiques suivantes : le chef du ménage est du genre masculin, a un niveau d'éducation secondaire, dépend des activités agricoles et utilisant des fonds propres et empruntés en même temps. C'est cette même catégorie des ménages qui a déclaré être plus intéressés par un projet de mise en commun de carbone. Tout comme aussi, les ménages qui préfèrent le paiement annuel présentent les mêmes caractéristiques que les ménages qui préfèrent le paiement initial.

Par ailleurs, la majorité des ménages qui dépendent des forêts plantées et qui sont intéressés par la participation à la mise en commun du carbone ont choisi aussi le paiement intégral. C'est probablement la raison principale pour laquelle ils ont choisi le paiement intégral des forêts plantées pour abandonner leurs forêts et utiliser cet argent pour créer une source constante de revenus pour vivre. Le fait que les plantations forestières procurent de revenus après des années d'exploitation est aussi une autre raison qui justifie la préférence de paiement initial et intégral. Les raisons invoquées par les ménages pour justifier leurs décisions en matière d'exploitation confirment également cette hypothèse. L'ensemble des ménages qui préféraient un paiement initial ont déclaré qu'ils coupaient leurs arbres pour des raisons financières, c'est-à-dire le

manque d'argent pour leurs besoins de base quotidiens, contre 13 ménages dans l'autre groupe. La caractéristique suivante des ménages forestiers qui ont choisi le paiement intégral est qu'ils semblent être plus préoccupés par l'argent pour vivre que l'autre groupe.

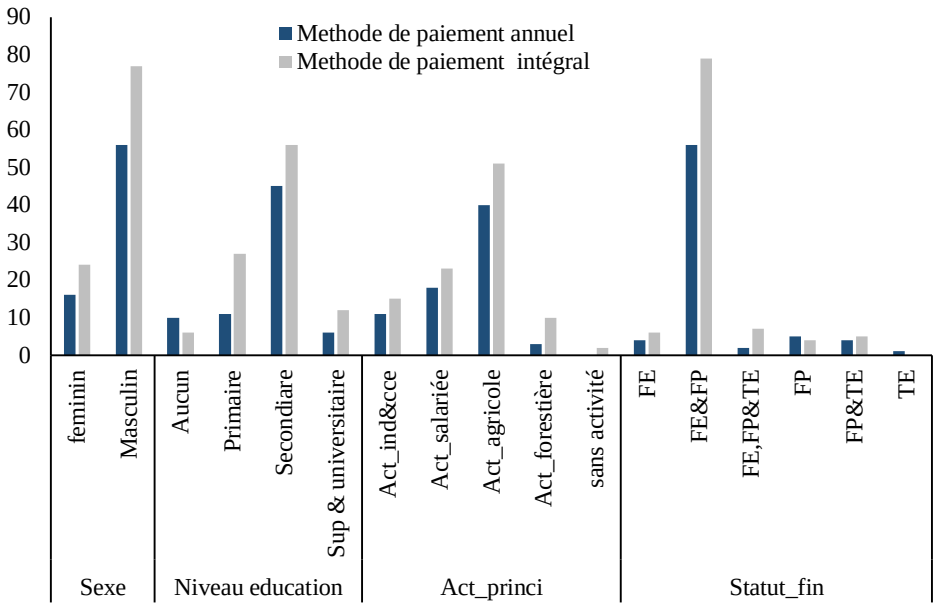


Figure 10 : méthode de paiement du carbone selon les caractéristiques des ménages

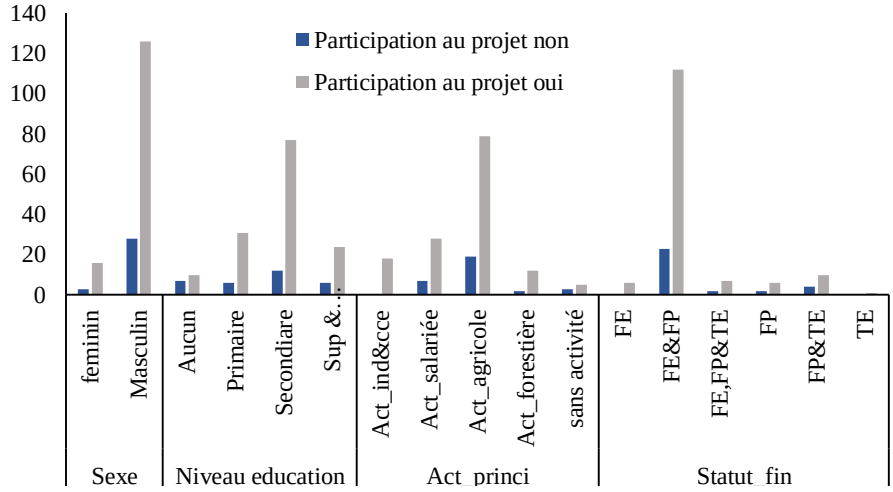


Figure 11 : participation au projet de mise en commun du carbone selon les caractéristiques des ménages

Source : auteur

Les ménages du groupe du paiement initial semblent être plus optimistes que ceux de l'autre groupe. Cela est également démontré par le fait que les personnes ayant choisi le paiement initial sont plus nombreuses à vouloir s'engager dans le projet de mise en commun du carbone que celles de l'autre groupe. Il est probable que ce groupe de ménages a choisi le paiement initial avec un engagement parce qu'ils craignent que l'argent ne leur soit versé annuellement. Ils préfèrent recevoir leur paiement une fois au lieu de recevoir une part de ce paiement chaque année. Ils ont préféré l'engagement de conservation de leurs forêts jusqu'à un certain âge donné et ainsi vendre leurs arbres pour répondre aux besoins de base quotidiens ou au coût de la vie.

Une question complémentaire demandait si leurs plantations contenaient des espèces végétales de sous-bois. Si ces espèces avaient une valeur marchande, une valeur de protection des sols et des bassins versants, une valeur panoramique et une multiplication des semences, ou si elles ne possédaient aucune valeur (tableau 19). 68% des répondants estiment connaitre que leurs forêts contiennent des espèces de sous-bois. Parmi ces répondants, 67% des répondants ont estimés que les plantes de sous-bois étaient commercialisables, 27,9% ont choisi l'option selon laquelle les plantes de sous-bois assuraient la protection des sols et des bassins versants ; 1,5% ont dit qu'elles contribuaient à la multiplication des semences ; 1,5% pensent qu'elles ont une valeur panoramique et 1,5% restants pensaient qu'elles ne possédaient aucune valeur.

Par ailleurs, la fig12, présente les résultats sur la volonté des propriétaires forestiers d'améliorer la séquestration du carbone dans leurs exploitations.

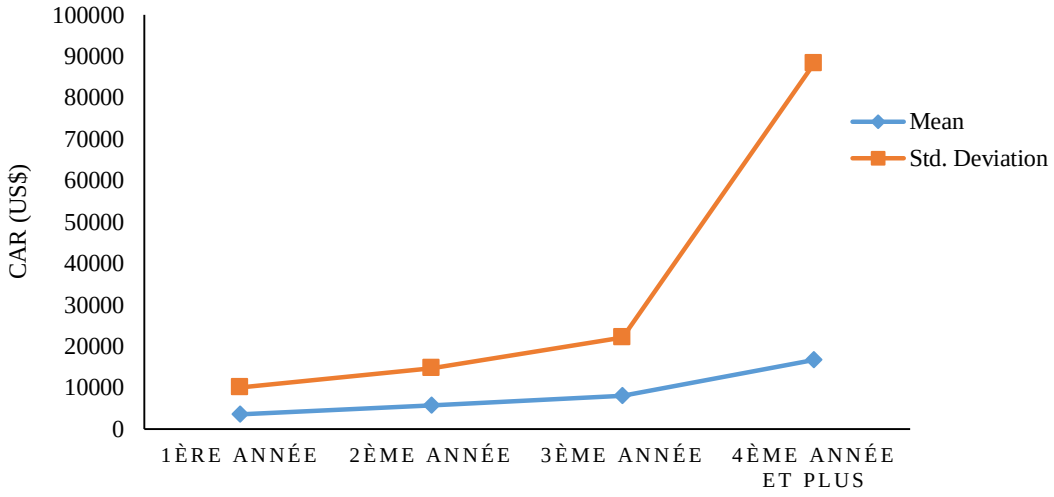


Figure 12 : consentement à recevoir pour le report de la récole du bois en vue de promouvoir la séquestration du carbone

Source : auteur

Il est intéressant de noter que la majorité des personnes interrogées (82,1%) étaient favorables à l'amélioration de la séquestration du carbone dans leurs forêts si elles recevaient un soutien financier (tableau 18). Ces ménages ont déclaré être prêts à adopter les mêmes techniques d'exploitation et la même stratégie de gestion. Ils ont alors ainsi estimé qu'ils accepteraient de retarder la récolte s'ils étaient subventionnés. La principale attente des répondants pour accepter d'améliorer la séquestration du carbone était de recevoir de l'argent. Lorsqu'on leur a demandé l'utilisation de cet argent, l'ensemble des ménages a lié leurs réponses à la capacité financière (constitution du capital de démarrage d'autres activités non agricoles), au coût de la vie et aux dettes. Ils ont ainsi souhaité recevoir 3508US$/an/ha pour retarder la récolte pour une année, 5753US$/an/ha pour la deuxième année, 7978US$/an/ha pour la troisième année et 16631US$/an/ha pour plus de 4 ans (fig. 12).

III.8. DISCUSSIONS DES RESULTATS

III.8.1. Part du revenu forestier dans le revenu des ménages

Les résultats de notre travail montrent que 100% des ménages ont décidé de participer dans les activités forestières à cause des gains et profits attendus. Et ces ménages décident de récolter du bois à cause des besoins financiers comme cela a été aussi démontré dans les études de (M'Mpango et al., 2018; Nghiem, 2015; Razakamanarivo et al., 2010). D'ailleurs, l'étude de Mukenge et al. (2021) qui a été menée dans la région montre que le revenu tiré de ces plantations contribue à 20,74% des revenus des ménages après l'agriculture (35,93%) et les activités non agricoles (43,37%). Comparativement à cette étude, nos résultats montrent que cette part de revenu a légèrement augmenté jusqu'à 29,8% du revenu total de tous les ménages. La part du revenu agricole dans le revenu total est restée stable (35,7%). Ces résultats nous permettent de conclure que les activités forestières jouent un rôle important dans l'économie des ménages à Kaziba.

Les résultats du modèle de régression par commutation endogène montrent que le revenu moyen observé est cinq fois élevé (4717,9US$) pour la catégorie des ménages ayant des forêts par rapport à l'autre (947,1US$). Le revenu déclaré par les ménages dans les deux groupes se réfère à l'année 2021, soit une année seulement après la période de récolte du bois tel que l'indiquent nos résultats de dynamique d'occupation du sol. C'est ce qui fait que les ménages forestiers puissent avoir des revenus très élevés que les autres. Par contre, si ces derniers se décidaient de planter les arbres, leur revenu en moyenne augmenterait de 95%, soit 17241,3US$. Ces résultats sont consistants et montrent une fois de plus que les plantations forestières seraient aussi bénéfiques pour les ménages qui n'ont pas des plantations. Il est aussi évident que les plantations contribuent à la diminution de la pauvreté dans la région car elles améliorent directement l'aspect de mesure de pauvreté le plus important qui est le revenu (cfr indices de pauvreté de Foster Green et Thorbecks).

Cependant, nos résultats sont contraires à ceux de Cuong et al. (2019). Ces derniers ont utilisé la méthode Différence en différence pour évaluer l'impact des plantations forestières sur le revenu et les moyens de subsistance des ménages dans les zones rurales de la province de Bac Kan au Vietnam. Leurs résultats ont révélé que les plantations forestières n'ont aucun impact sur l'amélioration du revenu des ménages. Andersson et al. (2016) au Chili ont trouvé des résultats similaires, en montrant que les plantations forestières n'ont pas permis à réduire la pauvreté plutôt de l'accroitre à des taux supérieurs à la moyenne. Ils ont montré que les

propriétaires forestiers ne peuvent bénéficier de leurs forêts qu'à la période de récolte qui est souvent longue. Pendant cette période, les ménages parcourent des sacrifices et supportent des couts d'entretien élevés qui les rendent de plus en plus pauvres.

Nos résultats fournissent des preuves empiriques que la participation dans les activités forestières est une voie importante d'amélioration des revenus des ménages et de réduction de leur niveau de pauvreté. Ces résultats concordent avec ceux de (Tyynelä et al., 2002) en Indonésie, qui ont fait état d'une augmentation du revenu moyen des ménages grâce aux plantations forestières. Dans le même contexte que le nôtre, l'étude réalisée par Mukenge et al. (2021) à Kaziba a montré que le revenu issu des plantations forestières permet aux ménages uniquement agriculteurs d'alléger leur niveau d'intensité de pauvreté par rapport à ceux qui participent aux activités non agricoles. Nos résultats sont aussi conformes à ceux de l'étude de Kiyingi et al. (2016) réalisée en Uganda. Kiyingi et al. (2016) a utilisé les méthodes PSM et les modèles de régression à commutation endogène pour estimer les effets de traitement moyens de l'adoption de boisés d'eucalyptus et de forêts de carbone sur les dépenses de consommation et l'acquisition quotidienne de calories par équivalent adulte en Uganda. Leurs résultats indiquent que l'adoption de bois d'eucalyptus et de la foresterie carbone augmente l'acquisition de calories par équivalent adulte de 36 % et 26,9 % respectivement.

En plus, l'étude de Bleyer et al. (2016) au Mozambique montre que les plantations forestières privées ont le potentiel d'avoir un impact positif sur la richesse et le bien-être des populations locales. Ces résultats sont aussi similaires à ceux de l'étude de Kainyande et al. (2022) menée au Sierra Leone, montrant que les plantations permettent de générer un revenu supplémentaire pour soutenir la diversification des stratégies de subsistance des communautés en fournissant des emplois formels et en augmentant les activités commerciales.

III.8.2. Dynamique d'occupation du sol

L'analyse de la dynamique de l'occupation du sol à Kaziba montre les différentes formes de changements qui se sont opérées dans le temps. Ainsi, les résultats révèlent de 2000 à 2010 que les forêts naturelles ont perdues plus de la moitié de leur surface passant de 109,43km^2 soit 54,27% de la surface totale en 2000 à 45,55km^2 soit 22,57% de la surface totale en 2010. Ceci veut dire en d'autres termes que les forêts naturelles ont subi une forte régression entre 2000 et 2010 au profit des activités anthropiques comme les plantations forestières et l'agriculture.

En comparaison avec des résultats des études antérieurs, nous trouvons que les causes de la régression continue des forêts naturelles sont plus économiques. Par exemple, l'étude de Ndeko et al. (2021) menée dans la même région sur la forêt relique de Lwampango montrent que l'extraction du bois d'œuvre et de chauffe, le feu de brousse, la conversion culturale sont des facteurs à la base de perte des forêts naturelles à Kaziba. Ces résultats sont aussi conforment aux résultats de Lutumba et al. (2021) menée pour le cas des forêts de la RDC.

Les études de Tsewoue et al. (2020) et Temgoua et al. (2018) menée dans la région du Littoral au Cameroun montrent que les activités agricoles constituent les causes majeures de la perte des forêts naturelles. Au-delà de ces facteurs, dans les régions du Nord de Bénin, l'étude de Biaou et al. (2019) a montré que la recherche des gains économiques par les populations locales à travers les plantations, la culture extensive du coton, la recherche des ressources fourragères et de l'eau sont les principales causes de la régression des formations naturelles.

A Kaziba, en 2010, les plantations forestières ont augmenté jusqu'à occuper la plus grande superficie de la région. En 2000 ces plantations occupaient 11,64% de la surface totale de la région soit 23,48km^2 sur 192km^2. Cependant dix ans après (2010), cette surface a triplé, couvrant ainsi 70,99km^2 du sol à Kaziba soit 35,21% de la surface totale. Elles ont occupé ainsi la grande partie du sol de la région en 2010.

Au regard de ces résultats, il y a lieu de confirmer que cette période était caractérisée par une forte demande des terres par les populations locales pour la sylviculture dans la région. Les ménages ne se sont pas décidés de participer dans ses activités forestières sans motivations ou raisons valables. L'une des motivations ou raisons qui les ont poussés à planter les arbres est qu'ils étaient guidés par un comportement de maximisation des profits après qu'ils aient perçu ce secteur comme étant économiquement rentable. C'est ainsi qu'ils vont décider par la suite d'orienter leurs investissements dans les plantations forestières.

C'est pourquoi, une décennie après (entre 2010 et 2020), à peu près 1/3 de ces plantations vont être récoltés dans la région, conduisant ainsi à une perte importante de leur surface (passant de 70,99km^2 en 2010 à 51,76km^2 en 2020) et d'une quantité importante de la biomasse en même temps. Plusieurs études ont montré aussi que la façon de récolter le bois conduit à des pertes importantes de la biodiversité et de la biomasse mais aussi aux émissions. Par exemple, l'étude de Tesfaye et al. (2020) menée dans les Hauts plateaux d'Éthiopie a montré que les stratégies de récoltes comme les coupes illégales d'arbres, l'enlèvement fréquent de la litière et des brindilles par les consommateurs de bois de chauffage dans les plantations de *Cupressus*

lusitanica, *Eucalyptus spp*, et *Pinus patula* ont conduit à une perte considérable de la biomasse entre 2017 et 2012 dans la région.

Dans le cas de notre étude, nos résultats d'enquête sur les stratégies de récolte du bois ont indiqué que la majorité des ménages utilise une coupe à blanc dans la région. Pourtant, (Nghiem, 2011 ; Etrillard, 2016; Froger et al., 2016; M'Mpango et al., 2018) montrent que la coupe à blanc conduit à une destruction de l'habitat, une grave perte de biodiversité et aux émissions de CO2. Tesfaye et al. (2020) quant à lui montrent que les mauvaises pratiques de gestion forestières ont conduit à une perte de la densité du carbone aérien à hauteur de 51,23tonne de carbone par hectare. Des résultats similaires ont été aussi trouvés par McNicol et al. (2018). Il est alors évident que la récolte du bois intervenue entre 2010 et 2020 à Kaziba a conduit à une énorme perte de l'habitat des animaux et oiseaux (la biodiversité), aux émissions de CO2, etc. Plus spécialement, si nous partons du même raisonnement que Tesfaye et al. (2020) et McNicol et al. (2018) et nous comparons la quantité moyenne de carbone (237,2 tC/ha) stockée dans ces plantations (tableau 9) avec la surface totale récoltée 19,23km^2 (soit 1923ha) entre les périodes de 2010 et 2020, nous trouvons qu'on a perdu 456135,6 tC. Tout ceci, représente d'énormes pertes du point de vue économique et environnemental pour les populations et la société. Toute chose restant par ailleurs, cette quantité de carbone perdue entre 2010 et 2020 pourrait doubler jusqu'en 2030.

Il y a alors nécessité de valoriser ce service séquestration du carbone et de conservation de la biodiversité dans ces plantation comme l'a fait Nghiem (2015) au Vietnam afin de fournir aux propriétaires forestiers des revenus supplémentaires pour qu'ils adoptent l'âge et les stratégies optimales de récolte du bois. Ainsi, ces plantations constitueront des écosystèmes importants de conservation de la biodiversité, bénéfiques d'abord pour eux-mêmes et ensuite pour la société.

III.8.3. Valeur du bois et du carbone produits dans les plantations forestières de Kaziba

Concernant l'estimation du volume du bois, les résultats de cette étude montrent que les forêts plantées de Kaziba ont un potentiel de produire 603,8104 ± 287,4053 tonne de m^3 du bois par hectare pour toutes les espèces. Ce sont les plantations d'*Eucalyptus spp* qui produisent le volume le plus élevé du bois, suivi de *Pinus patula* et le volume le plus faible est produit par le *Cupressus lusitanica*. Ces résultats sont conforment avec ceux trouvés dans plusieurs études

sur le bois. L'exemple est l'étude de (Tesfaye et al., 2020) qui a montré que l'*Eucalyptus spp* est l'espèce qui produit plus du bois et donc de la biomasse dans les Hauts plateaux d'Éthiopie.

Dans cette étude, le prix du bois de chauffage sur le marché a été considéré comme référence pour la valorisation du bois à Kaziba. Les résultats montrent que les plantations forestières ont un potentiel actuel de générer une valeur nette variant entre 12310,272 ± 6048,354 US$ par ha. Considérant alors la superficie totale, la valeur est estimée à 63723382,9 US$ pour seulement la production du bois.

La densité aérienne du stock de carbone de l'écosystème pour les forêts plantées allait de 237,2 à 134,918768 tonne de carbone par hectare. Comparativement à l'étude de M'Mpango et al. (2018) menée au Sud-Kivu, les quantités de carbone trouvées se situent presque dans le même intervalle que celles trouvées dans notre étude. Cet auteur a trouvé pour les plantations d'*Eucalyptus* des quantités variant entre 340 à 56 tonne de carbone par hectare. Comme cette étude a été conduite dans une région frontalière de Kaziba, la forte similarité entre ses résultats et les nôtres, nous poussent à conclure à la véracité et robustesse de nos estimations.

Par ailleurs, nos résultats sont aussi similaires aux résultats trouvés dans d'autres régions en Afrique. Tesfaye et al. (2020) en Ethiopie ont trouvé une densité totale du stock de carbone de l'écosystème pour les forêts plantées qui allait de 354,53 à 192,81 tonne de carbone par hectare. Razakamanarivo et al. (2010), dans les plantations d'*Eucalyptus spp*. à Madagascar, ont trouvé 150 à 25,3 tonne carbone par hectare pendant que Zewdie et al. (2009) en Ethiopie, ont trouvé 11tonne de carbone par hectare pour les plantations juvéniles des *Eucalyptus globulus* et 153 tonne de carbone par hectare pour celles âgées de 9 ans. Nous trouvons que les valeurs du carbone que nous avons trouvées sont comprises dans les mêmes intervalles que ces études menées dans des régions presque similaires à Kaziba, là encore, nous concluons à la véracité et robustesse de nos estimations.

Considérant les espèces d'arbre étudiées ici, nous avons trouvé la densité aérienne du stock de carbone la plus élevée dans les plantations d'*Eucalyptus*, suivies par les plantations de *Cupressus lusitanica* tandis que la valeur la plus faible a été trouvée dans les plantations de *Pinus patula*. Des résultats similaires ont été trouvés par Tesfaye et al. (2020) pour les plantations de *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus spp*, et *Pinus patula* dans les Hauts plateaux d'Éthiopie. Au total, les plantations forestières de Kaziba couvrant 5176.44ha, ont un potentiel annuel total de séquestration du carbone de 1228039,99 tonne de carbone ou de 4506905,792 tonne de CO2e.

L'analyse de la variance a indiqué une différence statistiquement significative pour toutes les variables dendrométriques entre les espèces. Tout comme, il s'est observé une étroite relation entre la densité totale du carbone et la hauteur et le DHP. Cette relation a indiqué que le DHP et la hauteur à elles seules expliquent positivement et significativement la variabilité du carbone avec 72,41% et 25.57% respectivement. Ensuite les 2,02% restants sont expliqués par la densité du bois et l'âge du bois. Conformément à la littérature (Lal, 2008; Saint-Andre et al., 2010), la densité du carbone dans les plantations forestières varie souvent selon l'âge des arbres. Malheureusement, l'âge des arbres n'est pas inclus dans le modèle exponentiel dit allométrique de Chave et al. (2014) pour estimer la densité de la biomasse. C'est pourquoi l'âge explique faiblement le carbone dans notre étude.

Les résultats d'optimisation obtenus dans cette étude montrent que le paiement pour la séquestration du carbone peut augmenter les rendements économiques en fonction de la quantité du carbone, du volume du bois ainsi que des conditions d'exploitation et de marché. Des résultats similaires ont été trouvés par (Acuna et al., 2021; Ainseba et al., 2022; Diaz-Balteiro & Rodriguez, 2006; González-González et al., 2021; Hirigoyen et al., 2021; Nghiem, 2015). L'optimisation de l'âge des forêts en tenant compte du carbone et des prix du bois est essentielle pour maximiser l'utilisation des ressources forestières (Acuna et al., 2021).

Une analyse de sensibilité a été réalisée pour quantifier l'effet du taux d'actualisation ainsi que des prix du carbone sur la VAN. En suivant des approches similaires à celles des études précédentes (Diaz-Balteiro & Rodriguez, 2006; Hirigoyen et al., 2021; Nghiem, 2015), les revenus bruts de chaque forêt ont été calculés à partir de la vente de bois d'œuvre ainsi que des crédits associés à la séquestration de carbone due à la croissance de la forêt. En outre, le carbone libéré au moment de la récolte et les coûts associés à la gestion des forêts ont été utilisés pour quantifier la VAN. En tenant compte de toutes ces considérations, notre approche de modélisation par optimisation s'est avérée être une méthode pratique et efficace pour déterminer l'impact des prix du carbone sur les rendements économiques dans les plantations d'*Eucalyptus* de *Cupressus lusitanica* et de *Pinus patula*.

La VAN pour la production du bois seulement à Kaziba est de 37748$ par hectare. Ce qui indique que ces forêts sont économiquement rentables pour la production du bois. Cette valeur est presque la même que le consentement à recevoir déclaré par les propriétaires forestiers pour garder leurs forêts envie d'y accroitre la séquestration du carbone (13739$ comme montant raisonnable par hectare et par an ou 38436$ par hectare comme montant raisonnable jusqu'à la

séparation de leur forêt). Du fait que cette VAN et leur consentement à recevoir sont similaires, nous permet de conclure que les propriétaires forestiers savent estimer la valeur de leurs forêts même sans tenir compte des indicateurs de rentabilité technique et financière. Cela serait intéressant si ces propriétaires forestiers tiennent compte des conditions économiques de marché basées sur les incertitudes dans leurs estimations.

Malheureusement, lors de nos enquêtes, une telle question n'était pas prévue. Par contre, nos évaluations techniques ont intégrée l'incertitude basée sur le prix du carbone et le taux d'actualisation. Et les résultats ont montré que les VAN sont assez sensibles aux prix du carbone et aux taux d'actualisation. Pour n'importe quel prix du carbone, l'addition des revenus provenant des crédits carbone et de la vente du bois a donné les meilleurs rendements économiques. Les prix élevés du carbone ont augmenté la contribution proportionnelle des crédits carbone à la VAN et réduit la contribution du bois, comme cela a été constaté dans des études précédentes (Acuna et al., 2021; Hirigoyen et al., 2021; Nghiem, 2015). La diminution des taux d'actualisation de 10% à 7% ou à 5%, a conduit à l'augmentation de la VAN du bois et du carbone en même temps. L'une de raison qui nous a poussé à considérer une variation négative du taux d'actualisation par rapport au taux de départ de 10% est que les autorités congolaises accompagnées par les institutions de Breton Wood projettent une diminution du taux d'intérêt des obligations de l'Etat dans les périodes à venir (FMI, 2022).

Parallèlement aux résultats trouvés par Estrada et al. (2015) ; González-González et al. (2021), dans notre analyse, la croissance et la séquestration plus lentes font qu'il n'est optimal de couper les arbres plus tôt pour maximiser le profit de la vente de bois et collecter la valeur de la séquestration du carbone. Les résultats présentés dans notre étude montrent que l'âge maximum de la récolte se situe à 17 ans sans impact sur les rendements financiers et la séquestration du carbone. Cependant, l'impact de rotations plus courtes (<17 ans) pour le cas d'*Eucalyptus* doit être étudié plus en détail car il pourrait avoir des implications négatives sur l'approvisionnement en bois et les rendements économiques. En outre, dans un contexte où les forêts sont l'un des plus importants puits de carbone pour atténuer le changement climatique, une réduction substantielle de l'âge optimal de récolte peut avoir un impact sur leur capacité de séquestration du carbone (Wang et al., 2016; Zhou & Gao, 2016).

Une croissance plus forte serait observée dans les plantations d'*Eucalyptus spp* prises individuellement du fait de leur âge de rotation courte, cela a été même démontré par Hirigoyen et al. (2021). Nos résultats sont en désaccord avec les conclusions de Hartman (1976) selon

lesquelles l'incorporation des avantages non ligneux associés aux jeunes forêts induit un âge de rotation plus court. Nos résultats sont aussi en désaccord avec ceux de Diaz-Balteiro & Rodriguez (2006) trouvés pour les plantations intensives d'*Eucalyptus* en Espagne et au Brésil.

Lorsque l'on inclut les revenus combinés du bois et de la séquestration du carbone dans l'évaluation de la VAN, l'âge de rotation ou de récolte tend à augmenter lorsque les prix du carbone sont élevés, comme l'ont rapporté divers auteurs (Abdullah et al., 2009; Acuna et al., 2021; Hirigoyen et al., 2021; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011). Dans notre étude, la VAN a augmenté de façon continue jusqu'à la période optimale (17 ans). L'impact des revenus du carbone sur la VAN était plus prononcé lorsque le prix du carbone était élevé (18US$/tC) et dépassaient ceux du bois ; ceci n'a pas changé les niveaux des âges optimaux de récolte, ce qui est contraire avec ce qu'ont trouvé (Acuna et al., 2021; Hirigoyen et al., 2021; Nghiem, 2015; Nghiem, 2011).

Les résultats de VAN sont un indicateur important de contribution potentielle des plantations au changement climatique et au revenu des propriétaires. Cette importance sur l'atténuation du changement climatique pourrait s'accroitre si les propriétaires forestiers modifient leurs stratégies de gestion forestière standard ou s'ils adoptent l'âge de la rotation optimale (Rubilar et al., 2018; Resquin et al., 2019 ; Acuna et al., 2021 ; Nghiem, 2011).

Se basant sur les avis de Paillet et al. (2010), il faudrait que les propriétaires forestiers adoptent aussi des stratégies optimales d'éclaircissement et de récolte, de systèmes agroforestiers et la diversification des utilisations de la forêt qui fournissent de multiples services écosystémiques et augmentent leur valeur. Cela dans le but de recevoir d'autres avantages financiers et non financiers directs et/ou indirects (Stringer et al., 2012), tels que des paiements incitatifs, l'amélioration de la fertilité des sols, l'augmentation des rendements agricoles, l'emploi, des revenus supplémentaires provenant du bois ou des produits non ligneux récoltés à partir des produits des arbres, l'accès à des combustibles moins chers, la formation et la sécurité foncière. Ils devront aussi s'adapter aux conditions de marché du carbone en vue d'y vendre leur carbone.

III.8.4. Accès au marché carbone par les exploitants forestiers de Kaziba

Nous venons de montrer que la production du bois et du carbone en même temps constitue l'option optimale de gestion forestière à Kaziba. Cette conclusion peut être mise en cause car cette option optimale ne peut être réalisée que quand les propriétaires plantations forestières de arrivent à vendre leur carbone sur le marché. Malheureusement, l'accès à ce marché n'est pas

facile pour les petits exploitants comme ceux de Kaziba et constitue un des grands défis à relever. Dans la pratique, cette difficulté d'accéder à ce marché est souvent liée à leurs complexités techniques ainsi qu'aux incertitudes et aux coûts associés au développement du projet, à la comptabilisation du carbone et à la vente de compensations. En effet, pour vendre le carbone, il faut avoir un projet certifié par une Organisations de Normalisation Standard (ONS) avant de passer à un document de conception de projet (DCP) plus détaillé (Howard et al., 2015; Leach & Scoones, 2013).

De manière pratique, ce parfois n'est pas souvent conforme au contexte local ou adaptable à l'évolution des conditions, des besoins et des priorités (Howard et al., 2015). Par ailleurs, un tel projet doit être géré par des développeurs de projets qui ont des compétences dans l'identification des activités potentielles du projet, la définition et la garantie des principes de fonctionnement et la recherche d'acheteurs. Il est très probable que les propriétaires des plantations forestières n'aient pas des compétences pour le développement et la gestion du projet. Il leur serait alors difficile de gérer et de mettre en œuvre des projets par eux-mêmes. Ils s'appuieront donc sur les développeurs de projets et autres acteurs de la chaîne de valeur de la compensation carbone, et auront généralement un positionnement faible par rapport à ces parties (Mathur et al., 2014).

En outre, plusieurs projets rencontrent aussi des défis liés à la comptabilité du carbone. La méthodologie de comptabilisation du carbone est robuste et complexe. Elle est coûteuse à mettre en œuvre, ce qui a des conséquences directes sur les revenus du carbone disponibles pour les personnes impliquées dans la génération de la compensation (Howard et al., 2015; Jindal et al., 2008; Kalonga et al., 2016). Ensuite, elle nécessite un renforcement de capacité pour les propriétaires forestiers locaux.

Face à cela, les résultats de ce travail constitueraient une première solution au problème de comptabilisation, car il utilise les mêmes méthodes d'évaluation que celles exigées par le marché carbone (MDP par exemple) et d'autres mécanismes de compensation comme REDD+. Il s'agit de modèles d'équation allométrique d'estimation de la biomasse aérienne et des techniques de conversion de cette biomasse en carbone de GIEC.

Néanmoins, d'autres évaluations du carbone du sol et impliquant la participation des propriétaires sur terrain à Kaziba seraient encouragées. Car l'on estime que plus les données sont disponibles, plus les résultats peuvent être extrapolés et plus les coûts diminuent (Atela, 2012).

Un projet de carbone agricole Kenya a perdu 60 % des compensations de carbone générées qui ont été initialement mises de côté (Atela, 2012), laissant peu de choses pour couvrir la mise en œuvre du projet et les incitations pour les participants. Certains types et conceptions de projets sont confrontés à des défis plus importants en matière de suivi des activités et de la performance carbone. Les projets de carbone du sol sont notoirement coûteux et complexes à surveiller (Sharma et al., 2020). Les études explorant la rentabilité des projets de carbone du sol ignorent souvent les gains de revenus plus faibles résultant de taux d'actualisation élevés en raison de l'incertitude économique (González-González et al., 2021). Là encore, dans ce travail, l'évaluation de la VAN a pris en compte la variation du taux d'actualisation, ce qui est une solution face aux incertitudes économiques.

Pour le cas d'autres communautés n'ayant pas au préalables d'études scientifiquement rigoureusement dans la comptabilisation du carbone, des auteurs tels que Artela (Op.cit.) préconisent un rôle pour les communautés dans la collecte de données sur le terrain, afin de réduire les coûts et de responsabiliser les populations locales. Cela doit être mis en balance avec la nécessité d'une comptabilité solide (Danielsen et al., 2011) et l'argent disponible pour rémunérer les gens de manière adéquate. C'est ainsi par manque d'argent que le projet Trees for Global Benefits en Ouganda s'appuie sur des volontaires pour assurer le suivi (Peskett et al., 2011). Cela peut réduire les coûts, mais repose sur la volonté des gens de travailler sans récompenses financières. Malheureusement, les décisions concernant les méthodologies et les techniques à utiliser pour générer les différents types de données et les personnes à impliquer dans la collecte et l'analyse, sont politiquement lourdes (Gupta et al., 2012). Elles ont des implications directes sur l'autonomisation ou le désenchantement des communautés locales, et affectent directement les bénéfices reçus au sein de la communauté.

L'autre défi est lié à la vérification, certification et vente des compensations. La structure du marché du carbone nécessite un audit rigoureux (vérification) des performances et des données de suivi d'un projet. Pour que les ONS soient perçus comme crédibles, ils imposent des méthodes complexes (et coûteuses) pour comptabiliser à la fois le carbone, les avantages environnementaux, sociaux et accorder la certification (Kollmuss et al., 2008).

Alors que certains ONS (par exemple Plan Vivo) réduisent les coûts pour le projet en utilisant leur propre personnel pour effectuer des audits sur place des projets, les ONS qui s'appuient sur le principe du MDP (par exemple GS) utilisent des auditeurs accrédités par le MDP ou des entités opérationnelles désignées (Kairo et al., 2009). Ces auditeurs demandent généralement

des honoraires beaucoup plus élevés que les auditeurs de FLOCERT (l'organisme de certification désigné pour Fairtrade International) ou d'autres systèmes de certification de durabilité. Cela aussi pourrait constituer un défi pour les propriétaires des plantations forestières de Kaziba généralement à faible niveau de revenu.

En ce qui concerne les ventes de crédits compensatoires, elles se font généralement par voie électronique, via des plateformes commerciales et des bases de données (Corbera & Brown, 2010) et impliquent souvent des courtiers, des détaillants et des réseaux industriels principalement nordiques nécessitant encore des coûts supplémentaires (Swallow & Goddard, 2013). Par ailleurs, les prix des compensations carbone sont extrêmement volatils. Les prix moyens peuvent être insuffisants pour couvrir les coûts de production des compensations bio carbone axées sur les petits exploitants comme ceux de Kaziba.

Les ventes des compensations bio carbone sont principalement limitées aux marchés volontaires en raison des restrictions ou de la non-éligibilité sur les marchés de conformité (Swallow & Goddard, 2013). Plusieurs projets de bio carbone en Afrique Subsaharienne ont connu des difficultés ou des retards dans la réalisation des ventes (Reynolds, 2012). Tout comme certains acheteurs ont résiliés leurs contrats d'achat conduisant à d'énormes pertes pour le projet. Dans le projet Sofala Community Carbon au Mozambique, il a été suggéré que cela était en partie lié à la perception de la qualité de la certification Plan Vivo (Grace et al., 2010). Dans le projet Ibi-Batéké en RDC, le Fonds BioCarbone (acheteur potentiel) a considérablement réduit le nombre de crédits carbone qu'il allait acheter et les 500 000 crédits annoncés sont devenus 80 000 en 2012. La société française Orbeo a décidé de faire comme le Fonds BioCarbone et de n'acheter que 80 000 crédits également. Cela a fait subir au projet des pertes importantes (WRM, 2016).

Les coûts d'investissement posent aussi des sérieux défis auxquels les propriétaires forestiers de Kaziba devraient s'attendre et faire face. Plusieurs années peuvent s'écouler entre la conception d'un projet bio carbone et la production et la vente de ses premières unités des crédits carbone, créant ainsi un coût d'opportunité important pour les propriétaires. Sachant que la fonction objectif des plantations de Kaziba n'était la production du carbone mais plutôt la production du bois de chauffe et charbon ou du bois d'œuvre, un tel retard découragerait rapidement certains participant au projet en les amenant à le considérer non aptimal. Dans ce cas, ils n'hésiteront à récolter leurs bois et ainsi se désengager dans le projet puisque même sans carbone leurs plantations sont rentables tel que démontré par les résultats de ce travail.

Le financement nécessaire au cours de cette période est susceptible de constituer un obstacle important pour les projets menés par les communautés ou les petits exploitants, obligeant les investisseurs et les bailleurs de fonds à avancer de grosses sommes d'argent sans garantie de retour sur investissement (Corbera & Brown, 2010). En pratique, il est particulièrement difficile de concevoir des projets financièrement viables ou de trouver des fonds pour les financer dans un contexte de volatilité des prix (Howard et al., 2015). Les projets pionniers de bio carbone en Afrique Subsaharienne, tels que le projet de carbone communautaire de Sofala au Mozambique, le projet de plantation d'arbres d'Ibi-Batéké en RDC et le projet de carbone agricole du Kenya ont été extrêmement coûteux à mettre en place et fortement dépendants du financement des donateurs (Swallow & Goddard, 2013; WRM, 2016). Jindal et al. (2008) ont d'ailleurs pensé que les coûts de ces projets devraient être réduits s'ils étaient étendus ou mis en œuvre dans d'autres domaines.

Face à ces défis, des ONS ont été établis pour octroyer aux propriétaires forestiers des certifications de leurs forêts envie de rendre les qualités éthiques visibles pour le consommateur et influencer la demande (Taylor, 2005). Ces ONS ont été établis par différents types d'acteurs pour différents objectifs. Par exemple, le Verified Carbon Standard (VCS) a été lancé en 2006 par des acteurs du secteur privé, dans le but de réduire les coûts et les charges administratives du MDP et d'ouvrir l'éligibilité à de nouveaux types d'activités de réduction des émissions (Kollmuss et al., 2008). Le GS (Gold Standard) a été lancé la même année et a été fondé par le World Wildlife Fund (WWF) sur la base de la conviction que la qualité des compensations devait être améliorée en termes de bénéfices sociaux et environnementaux.

Le VCS et GS sont les principales normes de comptabilisation du carbone (proposant des outils et des méthodologies pour la comptabilisation du carbone ou des réductions d'émissions équivalentes pour différentes activités basées sur des projets). Et le partenariat de 2012 entre GS-FI (Gold Standard Foundation et Fairtrade International) (Gold Standard, 2023) dans le monde du carbone s'était révélé plus préoccupé pour aider les petits agriculteurs à bénéficier de la finance climatique. Ce partenariat fournit des systèmes de certification robustes, polyvalents et accessibles, en utilisant des outils tels que la double certification, des modules complémentaires optionnels et une documentation simplifiée (le cas du DCP). Ces modules et documentations comprennent d'une part des lignes directrices pour l'application des méthodologies faciles à utiliser et plus pertinentes. Ils comprennent d'autres parts, des outils et sessions de renforcement de capacité, adaptables au contexte de petits exploitants comme ceux de Kaziba. Ensuite, leurs mécanismes de financement initial permettent aux petits exploitants

d'assurer leurs coûts d'investissement. Enfin, GS-FI permet d'améliorer la commercialisation et la légitimité des compensations et ainsi attirer les développeurs de projets, les courtiers, les détaillants et les clients à des coûts de transactions réduits (Gold Standard, 2022).

Conclusion du chapitre III

Ce travail a tenté de déterminer la part des plantations forestières de Kaziba dans le revenu des ménages. Les résultats trouvés montrent que ces plantations fournissent 48,7% du revenu total aux ménages dans la région. Elles constituent la source la plus importante pour cette catégorie des ménages avant l'agriculture (28,5%), le revenu de l'élevage (28,5%), le revenu des activités indépendantes (3,4%), le revenu salarié (2,5%) et le revenu issu des transferts et dons (2%). Ainsi donc, pour tous les ménages (ceux ayant des plantations et ceux ne les ayant pas), le revenu forestier constitue la deuxième source de revenu (29,8%) après l'agriculture (35,7%). Ces résultats sont soutenus par les résultats du modèle de régression par commutation endogène, qui indiquent que les plantations forestières procurent des gains des revenus positifs aux ménages. Les ménages qui ont des forêts ont un revenu plus ou moins cinq fois élevé (4717,9US$) que ceux qui n'en ont pas (947,1US$). Mais, les résultats contrefactuels montrent que si ces derniers se décidaient d'en avoir, leur revenu augmenterait en moyenne de 95% soit 17241,3US$.

Toutefois, les résultats de la dynamique d'occupation du sol à Kaziba indiquent que les plantations forestières à Kaziba occupent actuellement (2020) 25,67% du sol à Kaziba. La dynamique d'occupation du sol entre 2000 et 2020 dans la région, indique deux étapes d'évolution des plantations forestières. La première étape est caractérisée par les plantations des arbres intervenues entre 2000-2010 et la deuxième est la récolte du bois intervenue entre 2010-2020.

Les estimations du volume du bois et de la quantité du carbone dans les plantations de Kaziba indiquent que ces dernières produisent 603,8104 ± 287,4053 tonne de m^3 du bois par hectare pour toutes les espèces. Le stock de carbone de cet écosystème des forêts plantées est de 237,2 à 134,9 tonne de carbone par hectare et par an. Les plantations d'*Eucalyptus spp* produisent le volume et la quantité du carbone les plus élevés suivi de *Pinus patula*. Le volume et la quantité de carbone les plus faibles sont produits par les plantations *Cupressus lusitanica*.

Par ailleurs, la VAN optimale des plantations forestières pour la production du bois est inférieure (37748,58US$/ha) à la VAN de ces plantations pour la production du bois et du

carbone (40365US$/ha : prix du carbone est 18US$/tC). Ces VAN sont très sensibles à l'augmentation de l'âge de rotation que ça soit pour la production du bois seulement ou la production du bois et du carbone en même temps. Cela veut dire que toute augmentation de l'âge de rotation, induit une diminution des VAN de ces plantations.

La diminution du taux d'actualisation, conduit aussi à l'augmentation des VAN des plantations que ça soit pour la production du bois ou pour la production du carbone. L'âge de rotation optimale des plantations forestières de Kaziba est de 17 ans sans impact sur les rendements financiers et la séquestration du carbone. Mais, si l'on tient compte de la détermination de l'âge de récolte par espèce, les résultats n'indiquent que ça soit la production du bois ou la production du bois et du carbone, aucune différence d'âge de rotation. Ainsi, les plantations de *Cupressus lesitenica* et de *Pinus patula* nécessitent une rotation plus élevée (24 ans et 22 ans respectivement) que les plantations d'*Eucalyptus spp* (7 ans à peu près) pour maximiser les bénéfices de la production du bois et du carbone en même temps.

CONCLUSION GENERALE

Cette étude, tout d'abord a évalué l'importance socioéconomique des plantations forestières de *Cupressus lusitanica*, d'*Eucalyptus spp*, et de *Pinus patula* à Kaziba. Elle a analysé ensuite la dynamique d'occupation du sol par ces plantations. Enfin, l'étude a évalué leurs VAN pour l'optimisation du bois et du carbone.

Plusieurs approches d'analyse ont été combinées dans ce travail. Le modèle de régression par commutation endogène a été adopté pour estimer les gains des revenus résultats de la participation des ménages aux activités forestières. Les données d'enquêtes de 463 ménages réparties en deux sous-groupes d'échantillons (participants=173 et non participant=290) ont été utilisées. Concernant l'analyse de l'occupation du sol, la méthode cartographique de classification supervisée a été utilisée dans ce travail. Les données de télédétections ont été obtenues des différents capteurs Landsat comme Enhanced Thématic Mapper (ETM+) et Operational Land Imager (OLI). Ces images correspondent au couvert forestier basé sur les années 2000, 2010 et 2020.

Pour l'évaluation des VAN pour l'optimisation du bois et du carbone, d'abord les équations allométrique de Chave et al. (2014) ont été utilisées pour estimer la biomasse aérienne des arbres et leur volume. Les données dendrométriques (Hauteur, DHP, âge du bois) collectées sur 1986 arbres pour *Cupressus lusitanica*, 1370 arbres pour *Eucalyptus spp*, et 1228 arbres pour *Pinus patula* ont été utilisées. La densité du bois a été trouvée dans la base de données internationale sur le bois. Ensuite, le modèle d'optimisation de la valeur du bois étendue à celle du carbone au niveau des peuplements forestiers a été utilisé pour déterminer les VAN pour la production du bois d'abord et ensuite la production du bois avec celle du carbone. En plus, ce modèle d'optimisation nous a permis de déterminer l'âge optimal de la production du bois et du carbone en même temps.

Pour les ménages ayant une plantation forestière, les résultats du modèle de régression par commutation endogène ont indiqué que les plantations forestières procurent des gains des revenus positifs. Cependant, les ménages qui ont des forêts ont un revenu plus ou moins cinq fois élevé (4717,9US$) que ceux qui n'en ont pas (947,1US$). Mais, les résultats contrefactuels montrent que si ces derniers se décidaient d'en avoir, leur revenu augmenterait en moyenne de 95% soit 17241,3US$.

Nos résultats indiquent que les plantations forestières à Kaziba occupent actuellement (2020) 25,67% du sol à Kaziba. Deux étapes d'évolution de ces forêts ont été soulevées. La première

étape est la forte croissance des plantations observée entre 2000-2010. A cette première étape, en 2000 les plantations occupaient 11,64% de la surface totale de la région soit 23,48km^2. Dix ans après (2010), la surface occupée par ces plantations a triplé, couvrant ainsi 70,99km2 du sol à Kaziba soit 35,21% de la surface totale. La deuxième étape est une étape de régression, intervenue entre 2010-2020 (de 70,99km^2 en 2010 à 51,76km^2 en 2020) nécessairement expliquée par la récolte du bois dans la région.

Concernant les estimations du volume du bois et de la quantité du carbone dans les plantations sous-étude dans ce travail, nous avons trouvé que ces dernières produisent 603,8104 ± 287,4053 tonne de m^3 du bois par hectare pour toutes les espèces. Le stock de carbone de cet écosystème des forêts plantées allait de 237,2 à 134,9 tonne de carbone par hectare et par an. Les plantations d'*Eucalyptus spp* produisent le volume et la quantité du carbone les plus élevés suivi de *Pinus patula*. Le volume et la quantité de carbone les plus faibles sont produits par les plantations *Cupressus lusitanica*.

Par ailleurs, en valorisant le bois et le carbone issus de ces plantations, les résultats d'optimisation indiquent que quand le carbone a un prix, la VAN optimale tend à augmenter. C'est-à-dire qu'en intégrant la valeur du carbone dans la VAN, les ménages réalisent 40365US$/ha (prix du carbone est 18US$/tC). Tandis que la production du bois seulement procurent une VAN de 37748,58US$/ha. Ces VAN sont très sensibles à l'augmentation de l'âge de rotation que ça soit pour la production du bois seulement ou la production du bois et du carbone en même temps. Cela veut dire que toute augmentation de l'âge de rotation, induit une diminution des VAN de ces plantations.

Par ailleurs, la diminution du taux d'actualisation, conduit aussi à l'augmentation des VAN des peuplements forestiers que ça soit pour la production du bois ou pour la production du carbone. L'âge de rotation optimale des plantations forestières de Kaziba est de 17 ans sans impact sur les rendements financiers et la séquestration du carbone. Mais, si l'on tient compte de la détermination de l'âge de récolte par espèce, les résultats indiquent que ça soit la production du bois ou la production du bois et du carbone, aucune différence d'âge de rotation n'a été constatée. Ainsi, les plantations de *Cupressus lesitenica* et de *Pinus patula* nécessitent une rotation plus élevée (24 ans et 22 ans respectivement) que les plantations d'*Eucalyptus spp* (7 ans à peu près) pour maximiser les bénéfices de la production du bois et du carbone en même temps.

Implications politiques de l'étude

Comme le gouvernement congolais a ratifié le protocole de Kyoto, a adopté les mesures REDD+ et la loi sur l'environnement encours intégrant le crédit carbone, le paiement des services de séquestration du carbone des forêts plantées au Sud-Kivu en RDC est une politique réalisable.

Par ailleurs, nos résultats montrent que la valeur actuelle nette est plus élevée lorsque la séquestration du carbone a de la valeur. Autrement dit, les ménages forestiers seront mieux lotis si le service de séquestration du carbone fourni par leurs forêts est rémunéré. La majorité des ménages forestiers ont accepté de s'engager dans un projet de mise en commun du carbone s'il est proposé. Il serait important que ces derniers soient accompagnés techniquement, politiquement, financièrement dans le processus de mise en œuvre de ce projet jusqu'à la vente de leur carbone.

Une autre implication politique est que les mécanismes visant à réduire l'incertitude dans les plantations forestières devraient être encouragés. Les âges de rotation réels des forêts plantées sont trop courts par rapport aux âges de rotation optimaux. Cela s'explique par l'incertitude significative des prix du bois et des volumes de récolte, ainsi que par la pauvreté des ménages. Par conséquent, les politiques gouvernementales visant à encourager le développement de l'assurance forestière peuvent contribuer à augmenter les âges de rotation réels. Une autre politique visant à allonger les âges de rotation peut être celle d'encourager les investissements dans les entreprises de transformation du bois dans les forêts plantées, ce qui garantit la demande de bois.

Par ailleurs, il existe un large éventail d'outils politiques qui peuvent être utilisés pour améliorer la séquestration du carbone dans les forêts plantées. Cependant, le choix d'un outil politique dépend à la fois des services eux-mêmes et des conditions locales. Compte tenu de la situation spécifique du secteur forestier à Kaziba en RDC, les paiements directs constituent l'outil politique approprié pour améliorer la séquestration du carbone dans les forêts plantées. Ce résultat est étayé par les conclusions de l'enquête auprès des ménages. L'étude suggère également que les paiements devraient être versés initialement et en intégralité aux propriétaires forestiers de Kaziba. Les projets de bio carbone similaires à celui que nous étudions ici, montrent que les paiements étaient la principale motivation de l'implication des ménages et la valeur d'existence des arbres était une motivation plus importante. Ces projets sont « Trees for Global Benefits » en Ouganda et le projet « Sofala Community Carbon » au Mozambique. Dans

les deux projets, les paiements sont concentrés en début de période, comme les ménages forestiers de Kaziba l'ont aussi souhaité. Pour le premier, les activités de séquestration du carbone définies dans un contrat de 25 ans sont payées au cours des 10 premières années (Fisher, 2012). Dans le second, les paiements pour 100 ans de séquestration du carbone sont concentrés sur les 7 premières années, ce qui signifie que les agriculteurs qui fournissent des services de carbone obtiennent les meilleures conditions possibles (Jindal et al., 2012).

Limites et perspectives

Pour autant que nous le sachions, notre proposition de modélisation optimale est parmi les premiers efforts d'évaluation de l'incorporation de la séquestration du carbone dans les options de gestion des plantations de *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus spp*, et *Pinus patula* au Sud-Kivu en R.D. du Congo. Cependant, nous sommes conscients de certaines des limites de notre étude.

Tout d'abord, notre analyse n'a pas pris en compte dans l'analyse de sensibilité, la variation du prix du bois. La variation du prix du carbone est aussi limitée au prix fixé par le REDD+ et le MDP. Ceci n'ouvre pas l'étude à une bonne prise en compte de la sensibilité de l'offre du bois et du carbone aux prix des marchés dans la modélisation. Ensuite, l'étude ne compare pas les différentes VAN des forêts par rapport aux différents mécanismes de paiement. Enfin, l'étude n'a considéré que deux services écosystémiques : le bois et le carbone. La considération dans l'évaluation d'autres services écosystémiques dont par exemple la conservation de la biodiversité, les avantages liés à l'approvisionnement en eau et à la qualité de l'eau ; et d'autres pratiques de gestion forestière,... serait intéressante et constituerait un domaine fructueux pour des recherches ultérieures.

Par ailleurs, étant donné le rôle attribué aux forêts dans la politique de changement climatique et en vue de potentielles discussions politiques futures, il est important de vérifier et de quantifier le potentiel de séquestration du carbone forestier en présence d'incertitude. Les recherches futures devraient tester et mettre en œuvre des approches de solutions alternatives (par exemple, la programmation stochastique, l'optimisation robuste, etc.) qui peuvent traiter l'incertitude dans les projets de séquestration du carbone, puisque les décisions de gestion forestière dans l'incertitude pourraient dévier de celles prises avec l'aide de modèles déterministes. Ensuite, intégrer les comparaisons des différents mécanismes de paiement pour les services écosystémiques dans les modèles d'optimisation afin de déterminer les mécanismes et leurs niveaux des paiements optimaux.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdullah, M., Abdullah, S., Hamdan, A., & Ismail, R. (2009). Optimization model in timber harvest planning based on an incremental solution approach. In *2009 2nd Conference on Data Mining and Optimization, DMO 2009*. https://doi.org/10.1109/DMO.2009.5341908

Acuna, M., M Navarro-Cerrillo, R., Ruiz-Gómez, F., Lara-Gómez, M., Pérez-Romero, J., Varo-Martínez, M. Á., & Palacios-Rodríguez, G. (2021). How does carbon pricing impact optimal thinning schedules and net present value in Mediterranean pine plantations? *Forest Ecology and Management*, *482*(December 2020). https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118847

Adebu, C., Botoko, D., Malongola, J. de D., & Lescuyer, G. (2009). *Contribution des forêts communautaires au developpement durable des zones rurales en rdc*.

Ainseba, B., Louison, L., & Omrane, A. (2022). A Population Harvesting Model with Time and Size Competition Dependence Function. *Journal of Optimization Theory and Applications*, *195*(2), 647-665. https://doi.org/10.1007/s10957-022-02102-2

Andersson, K., Lawrence, D., Zavaleta, J., & Guariguata, M. R. (2016). More Trees, More Poverty? The Socioeconomic Effects of Tree Plantations in Chile, 2001–2011. *Environmental Management*, *57*(1), 123-136. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0594-x

Atela, J. O. (2012). *The politics of Agricultural carbon finance: The case of the Kenya Agricultural Carbon Project*.

Bagherian, R., Abu Samah, B., Abu Samah, A., & Ahmad, S. (2009). A Social Exchange Approach to People's Participation in Watershed Management Programs in Iran. *European Journal of Scientific Research*, *34*.

Baraka, M., Mugisho, I., Mutabana, N., & Zihilarwa, B. (2018). Diversité végétale du sous-bois et stocks de carbone dans les arboretums en zone de montagne dans la province du Sud-Kivu , R D . Congo. *Annales des Sciences et des Sciences Appliquées*, *4*(3/4), 84-106.

Bauhus, J., Van Der Meer, P., & Kanninen, M. (2010). *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests* (Earthscan (éd.); Internatio, Numéro 68(2)).

Berck, P. (2018). The economics of timber: A renewable resource in the long run. *Economics of Forestry*, *10*(2), 237-252. https://doi.org/10.4324/9781315182681-16

Bernard Nsiaha Jürgen Pretzscha. (2010). *the Contribution of Smallholder Forest Plantation Development To the Livelihood of Farm Households in the High Forest Zone of Ghana*. 4.

Biaou, S., Houeto, F., Gouwakinnou, G., Honoré, S. S., Biaou, S., Houeto, F., Gouwakinnou, G., Sorotori, S., Biaou, H., & Awes-, B. (2019). Dynamique spatio-temporelle de l ' occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin. In OSFACO (Éd.), *Conférence OSFACO: Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique* (p. 21). hal-02189367.

Binkley, C. . S. (1987). Economic models of timber supply. In M. Kallio, D. P. Dykstra, & C. S. Binkley (Éds.), *The global forest sector: An analytical perspective* (Wiley, p. 109–136). https://doi.org/10.1201/b16186

Bleyer, M., Kniivilä, M., Horne, P., Sitoe, A., & Falcão, M. P. (2016). Socio-economic impacts of private land use investment on rural communities: Industrial forest plantations in Niassa, Mozambique. *Land Use Policy*, *51*(February), 281-289. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.11.011

Bostedt, G. (2006). Review - Thomas Sterner (2003): Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management. *Journal of Forest Economics*, *9*, 65-66. https://doi.org/10.1078/1104-6899-00023

Bravo, F., del Río, M., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., del Peso, C., & Montero, G. (2017). Forest Carbon Sequestration: The Impact of Forest Management. In F. Bravo, V. LeMay, & R. Jandl (Éds.), *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change* (p. 251-275). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3_13

Bravo, F., Jandl, R., LeMay, V., & von Gadow, K. (2008). Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change. In F. Bravo, V. LeMay, & R. Jandl (Éds.), *The effects of brief mindfulness intervention on acute pain experience: An examination of individual difference* (Vol. 17, Numéro January 2008). Springer Cham. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3

Bravo, F., Jandl, R., LeMay, V., & von Gadow, K. (2017). Introduction. In F. Bravo, V. LeMay, & R. Jandl (Éds.), *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change* (p. 3-12). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3_1

Brockington, D., Igoe, J., & Schmidt-Soltau, K. (2006). Conservation, Human Rights, and Poverty Reduction. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, *20*, 250-252. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00335.x

Bull, G., Bazett, M., Schwab, O., Nilsson, S., White, A., & Maginnis, S. (2006). Industrial forest plantation subsidies: Impacts and implications. *Forest Policy and Economics*, *9*, 13-31. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2005.01.004

Carnus, J. M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., & Walters, B. (2006). Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, *104*(2), 65-77. https://doi.org/10.1093/jof/104.2.65

Chave, J, Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, *145*(1), 87-99. https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x

Chave, Jérôme, Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., … Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), 3177-3190. https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Chevassus-Au-Louis, B., & Pirard, R. (2011). Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. *Revue Forestiere Francaise*, *63*(5), 579-599. https://doi.org/10.4267/2042/46106

Clark, D. B., & Kellner, J. R. (2012). Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *Journal of Vegetation Science*, *23*(6), 1191-1196. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01471.x

Cook, K. S., & Rice, E. (2006). *Social Exchange Theory BT - Handbook of Social Psychology* (J. Delamater (éd.); p. 53-76). Springer US. https://doi.org/10.1007/0-387-36921-X_3

Corbera, E., & Brown, K. (2010). Offsetting Benefits? Analyzing Access to Forest Carbon. *Environment and Planning A: Economy and Space*, *42*(7), 1739-1761. https://doi.org/10.1068/a42437

Cubbage, F., Harou, P., & Sills, E. (2007). Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics*, *9*(7), 833-851.

Cuong, T., Chinh, T. T. Q., & Xie, Y. (2019). The Impacts of Forest Plantation on Household's Income. *OALib*, *06*(07), 1-17. https://doi.org/10.4236/oalib.1105587

Current, D., & Scherr, S. J. (1995). Farmer costs and benefits from agroforestry and farm forestry projects in Central America and the Caribbean: implications for policy. *Agroforestry Systems*, *30*(1-2), 87-103. https://doi.org/10.1007/BF00708915

D'Amato, D., Rekola, M., Wan, M., Cai, D., & Toppinen, A. (2017). Effects of industrial plantations on ecosystem services and livelihoods: Perspectives of rural communities in China. *Land Use Policy*, *63*, 266-278. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.044

Danielsen, F., Skutsch, M., Burgess, N. D., Jensen, P. M., Andrianandrasana, H., Karky, B., Lewis, R., Lovett, J. C., Massao, J., & Ngaga, Y. (2011). At the heart of REDD+: a role for local people in monitoring forests? *Conservation letters*, *4*(2), 158-167.

Dc, W. (2020). *State and Trends of Carbon Pricing 2020* (Numéro May). World Bank Group.

Di Falco, S., & Veronesi, M. (2018). Managing environmental risk in presence of climate change: The role of adaptation in the Nile Basin of Ethiopia. *Natural Resource Management and Policy*, *52*(April), 497-526. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61194-5_21

Di Falco, S., Veronesi, M., & Yesuf, M. (2011). Does adaptation to climate change provide food security? A micro-perspective from Ethiopia. *American Journal of Agricultural Economics*, *93*(3), 825-842. https://doi.org/10.1093/ajae/aar006

Diallo, A., & Diallo, A. I. P. (2015). Exploration Des Conditions De Mise En Place Des Mécanismes De Paiement Pour Les Services Environnementaux. In *Rapport*.

Diaz-Balteiro, L., & Rodriguez, L. C. E. (2006). Optimal rotations on Eucalyptus plantations including carbon sequestration-A comparison of results in Brazil and Spain. *Forest Ecology and Management*, *229*(1-3), 247-258. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.005

Djomo, A. N., Picard, N., Fayolle, A., Henry, M., Ngomanda, A., Ploton, P., McLellan, J., Saborowski, J., Adamou, I., & Lejeune, P. (2016). Tree allometry for estimation of carbon

stocks in African tropical forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, *89*(4), 446-455. https://doi.org/10.1093/forestry/cpw025

Dolisca, F., Carter, D. R., McDaniel, J. M., Shannon, D. A., & Jolly, C. M. (2006a). Factors influencing farmers' participation in forestry management programs: A case study from Haiti. *Forest Ecology and Management*, *236*(2), 324-331. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.017

Dolisca, F., Carter, D. R., McDaniel, J. M., Shannon, D. A., & Jolly, C. M. (2006b). Factors influencing farmers' participation in forestry management programs: A case study from Haiti. *Forest Ecology and Management*, *236*(2-3), 324-331. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.017

Downie, R., Faris, J., Lam, H., & Shirley, L. (2019). *Estimation of Carbon Sequestration Levels in Trees for Canterbury Plantings* (Numéro October).

Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, *65*(4), 663-674. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011

Englin, J., & Callaway, J. M. (1993). Global climate change and optimal forest management. *Natural Resource Modeling*, *7*(3), 191-202. https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.1993.tb00148.x

Estrada, G. C. D., Soares, M. L. G., Fernadez, V., & De Almeida, P. M. M. (2015). The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of mangroves: A case study from southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, *11*(1), 29-35. https://doi.org/10.1080/21513732.2014.963676

Etrillard, C. (2016). Paiements pour services environnementaux : nouveaux instruments de politique publique environnementale. *Développement durable et territoires*, *7*(1), 0-8. https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11274

FAO. (2021). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020: Rapport principal* (Vol. 2002). https://doi.org/https://doi.org/10.4060/ca9825fr

Faustmann, M. (1849). Berechnung des Wertes welchen Waldboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen [Calculation of the Value which Forest Land

and Immature Stands Possess for Forestry]. *Allgemeine Forst-Und Jadg-Zeitung*, *15*, 441-455.

Fétiveau, J., & Mpoyi, A. (2011). *L'économie politique du processus REDD+ en RDC Banque*.

Fisher, J. (2012). No pay, no care? A case study exploring motivations for participation in payments for ecosystem services in Uganda. *Oryx*, *46*(1), 45-54.

FMI. (2022). *Rapport des services du FMI pour les consultations de 2022 au titre de l'article iv, deuxième revue de l'accord au titre de la facilité élargie de crédit, demande de modification de critères de réalisation et revue des assurances de financement: Vol. Rapport du*.

Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, *16*(3), 253-267. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002

Froger, G., Alexandre, P., & Legrand, T. (2016). Paiements pour services environnementaux et vulnérabilité des populations locales dans les pays du Sud – Études de cas costaricien et congolais. *Développement durable et territoires*, *7*(1), 0-22. https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11087

George, A. K., Kizha, A. R., & Daigneault, A. (2022). Is forest certification working on the ground? Forest managers perspectives from the northeast U.S. *Trees, Forests and People*, *7*, 100197. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100197

Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, *2*(4), 13. https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023

Gold Standard. (2022). *Gold Standard GHG Emissions Reduction & Sequestration Product Requirements*. Climate Security and Sustainable Development.

Gold Standard. (2023). *Leading businesses join Fairtrade and Gold Standard in the fight against climate change*. Gold Standard. https://www.goldstandard.org/blog-item/leading-businesses-join-fairtrade-and-gold-standard-fight-against-climate-change

González-González, J. M., Vázquez-Méndez, M. E., & Diéguez-Aranda, U. (2021). Simultaneous optimization of even flow and land and timber value in forest planning: a continuous approach. *Forest Ecosystems*, *8*(1), 48. https://doi.org/10.1186/s40663-021-

00325-9

Grace, J., Ryan, C. M., Williams, M., Powell, P., Goodman, L., & Tipper, R. (2010). A pilot project to store carbon as biomass in African woodlands. *Carbon Management*, *1*(2), 227-235. https://doi.org/10.4155/cmt.10.22

Gross, S., & Matsuo, Y. (2017). Towards More Pragmatic Global Climate Goals and Policies. In *KS-2017--DP20* (Numéro October).

Gullison, R. (2003). Does Forest Certification Conserve Biodiversity? *Oryx*, *37*, 153-165. https://doi.org/10.1017/S0030605303000346

Gupta, A., Lövbrand, E., Turnhout, E., & Vijge, M. J. (2012). In pursuit of carbon accountability: the politics of REDD+ measuring, reporting and verification systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *4*(6), 726-731.

Gutiérrez, V. H., Zapata, M., Sierra, C., Laguado, W., & Santacruz, A. (2006). Maximizing the profitability of forestry projects under the Clean Development Mechanism using a forest management optimization model. *Forest Ecology and Management*, *226*(1), 341-350. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.002

Hartman, R. (1976). Factor Demand with Output Price Uncertainty. *American Economic Review*, *66*(4), 675-681.

Heaps, T. (2015). Convergence of optimal harvesting policies to a normal forest. *Journal of Economic Dynamics and Control*, *54*, 74-85. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jedc.2015.03.001

Hegde, R., Bull, G. Q., Wunder, S., & Kozak, R. A. (2015). Household participation in a Payments for Environmental Services programme: the Nhambita Forest Carbon Project (Mozambique). *Environment and Development Economics*, *20*(5), 611-629. https://doi.org/DOI: 10.1017/S1355770X14000631

Hirigoyen, A., Acuna, M., Rachid-Casnati, C., Franco, J., & Navarro-Cerrillo, R. (2021). Use of optimization modeling to assess the effect of timber and carbon pricing on harvest scheduling, carbon sequestration, and net present value of eucalyptus plantations. *Forests*, *12*(6), 1-19. https://doi.org/10.3390/f12060651

Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., & Taylor, M. (2018). 2018: Impacts of 1.5ºC Global Warming on Natural and Human Systems. In: Global Warming of 1.5°C. *2018: Impacts of 1.5ºC*

Global Warming on Natural and Human Systems. In: Global Warming of 1.5°C, 177-180.

Howard, R. J., Tallontire, A., Stringer, L., & Marchant, R. (2015). Unraveling the Notion of "Fair Carbon": Key Challenges for Standards Development. *World Development, 70*, 343-356. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.02.008

Hutton, J., Adams, W. M., & Murombedzi, J. C. (2005). Back to the Barriers? Changing Narratives in Biodiversity Conservation. *Forum for Development Studies*, *32*(2), 341-370. https://doi.org/10.1080/08039410.2005.9666319

IPCC. (2006). Guidelines for national green gas inventories, Chap 4: Forest Land. In IPCC (Éd.), *Agriculture, Forestry and Other Land Use Authors* (Vol. 4, Numéros 1-2). https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90023-5

IPCC. (2007). Annexe I Glossary. In *Climate Change 2007 : Synthesis Report*.

Jindal, R., Kerr, J. M., & Carter, S. (2012). Reducing poverty through carbon forestry? Impacts of the N'hambita community carbon project in Mozambique. *World development*, *40*(10), 2123-2135.

Jindal, R., Swallow, B., & Kerr, J. (2008). Forestry-based carbon sequestration projects in Africa: Potential benefits and challenges. *Natural Resources Forum*, *32*(2), 116-130. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2008.00176.x

Judge-Lord, D., McDermott, C. L., & Cashore, B. (2020). Do Private Regulations Ratchet Up? How to Distinguish Types of Regulatory Stringency and Patterns of Change. *Organization & Environment*, *33*(1), 96-125. https://doi.org/10.1177/1086026619858874

Kainyande, A., Auch, E. F., & Okoni-Williams, A. D. (2022). The socio-economic contributions of large-scale plantation forests: perceptions of adjacent rural communities in the Northern Province of Sierra Leone. *Trees, Forests and People*, *10*(September), 100329. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100329

Kairo, J. G., Wanjiru, C., & Ochiewo, J. (2009). Net pay: Economic analysis of a replanted mangrove plantation in Kenya. *Journal of Sustainable Forestry*, *28*(3-5), 395-414. https://doi.org/10.1080/10549810902791523

Kalonga, S., Midtgaard, F., & Klanderud, K. (2016). Forest certification as a policy option in conserving biodiversity: An empirical study of forest management in Tanzania. *Forest Ecology and Management*, *361*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.034

Kasten Dumroese, R., Palik, B. J., & Stanturf, J. A. (2015). Forest restoration is forward thinking. *Journal of Forestry*, *113*(4), 430-432. https://doi.org/10.5849/jof.15-049

Kengoum, F., Thu, P., Moira, T., Bimo, M., Denis, D., & Sonwa, J. (2020). *The context of REDD+ in the Democratic Republic of Congo Drivers, agents and institutions 2nd edition* (2nd editio). Occasional Paper 207.

Kiyingi, I., Edriss, A., Phiri, M., Buyinza, M., & Agaba, H. (2016). The Impact of Farm Forestry on Poverty alleviation and Food Security in Uganda. *Journal of Sustainable Development*, *9*(1), 150. https://doi.org/10.5539/jsd.v9n1p150

Kline, J. D., Alig, R. J., & Johnson, R. L. (2000). Fostering the production of nontimber services among forest owners with heterogeneous objectives. *Forest Science*, *46*(2), 302-311.

Kollmuss, A., Zink, H., & Polycarp, C. (2008). Making Sense of the Voluntary Carbon Market: A Comparison of Carbon Offset Standards. In *WWF Germany*.

Kooke, G. X., Ali, R. K. F. M., Djossou, J.-M., & Toko Imorou, I. (2019). Estimation du stock de carbone organique dans les plantations de *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. des forêts classées de Pahou et de Ouèdo au Sud du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *13*(1), 277. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v13i1.23

Köthke, M., & Dieter, M. (2010). Effects of carbon sequestration rewards on forest management—An empirical application of adjusted Faustmann Formulae. *Forest Policy and Economics*, *12*, 589-597.

Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *363*(1492), 815-830. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185

Leach, M., & Scoones, I. (2013). Carbon forestry in West Africa: The politics of models, measures and verification processes. *Global Environmental Change*, *23*(5), 957-967. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.008

Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R., & Karjalainen, T. (2001). Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research*, *31*(11), 2004-2013. https://doi.org/10.1139/cjfr-31-11-2004

Lutumba, S. A., Zhang, K., & Anoma, C. J. K. (2021). Dynamics of Deforestation and Degradation of Forests in the Democratic Republic of Congo from 1990 to 2018. *Open Journal of Ecology*, *11*(05), 451-461. https://doi.org/10.4236/oje.2021.115029

Lyon, K. S., & Sedjo, R. A. (1983). An Optimal Control Theory Model to Estimate the Regional Long-Term Supply of Timber. *Forest Science*, *29*(4), 798-812. https://doi.org/10.1093/forestscience/29.4.798

M'Mpango, B., Imani, M., Nyakabwa, M., & Balezi, Z. (2018). Diversité végétale du sous-bois et stocks de carbone dans les arboretums en zone de montagne dans la province du Sud-Kivu , R D . Congo. *Annales des Sciences et des Sciences Appliquées*, *4*(3/4), 84-106.

Maddala, G. S., & Nelson, F. (1975). Specification Errors in Limited Dependent Variable Models. In *NBER Working Paper*.

Makinde, E. O., Womiloju, A. A., & Ogundeko, M. O. (2017). The geospatial modelling of carbon sequestration in Oluwa Forest, Ondo State, Nigeria. *European Journal of Remote Sensing*, *1*(50), 397-413. https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1241819

Manirakiza, D., Mukenge, A. N., & Bagula, E. M. (2022). Analysis of Rice Farmers' Adaptation to Climate Change in the Ruzizi Plain (Drc). *SSRN Electronic Journal*. https://doi.org/10.2139/ssrn.4083388

Mathur, V. N., Afionis, S., Paavola, J., Dougill, A. J., & Stringer, L. C. (2014). Experiences of host communities with carbon market projects: towards multi-level climate justice. *Climate Policy*, *14*(1), 42-62. https://doi.org/10.1080/14693062.2013.861728

Max, W., & Lehman, D. E. (1988). A behavioral model of timber supply. *Journal of Environmental Economics and Management*, *15*(1), 71-86. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0095-0696(88)90029-0

Mcghee, W., Saigle, W., Padonou, E. A., & Lykke, A. M. (2016). Méthodes de calcul de la biomasse et du carbone des arbres en Afrique de l'Ouest. *Annales des Sciences Agronomiques* , *20*, 79-98.

McGuire, N. M. (2015). Environmental education and behavioral change: An identity-based environmental education model. *International Journal of Environmental and Science Education*, *10*(5), 695-715. https://doi.org/10.12973/ijese.2015.261a

McNicol, I. M., Ryan, C. M., & Mitchard, E. T. A. (2018). Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. *Nature Communications*, *9*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-018-05386-z

Medeiros, R., Young, C., Pavese, H., & Araújo, F. (2011). *Contribuição das unidades de*

conservação brasileiras para a economia nacional: sumário Executivo. (Brasília DF (éd.)). United Nations Environment Program-World Conservation Monitoring Center Brasília DF.

MENT. (2014). *Strategic Environmental and Social Assessment of the Redd+ Process Baseline Report* (Numéro October).

Milne, S., & Niesten, E. (2009). Direct Payments for Biodiversity Conservation in Developing Countries: Practical Insights for Design and Implementation. *Oryx, 43*, 530-541. https://doi.org/10.1017/S0030605309990330

Mitra, T., & Wan, H. Y. (1986). On the Faustmann Solution to the Forest Management Problem. *Journal of economic theory*, *249*(40), 229-249.

Moriguchi, K., Ueki, T., & Saito, M. (2020). Establishing optimal forest harvesting regulation with continuous approximation. *Operations Research Perspectives*, *7*, 1-13. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.orp.2020.100158 This

Mukenge, N. A., Manirakiza, D., Balagizi, I. K., & Ngandu, M. M. (2021). Activités non agricoles et inégalités des revenus dans la collectivité de Kaziba à l ' Est de la R D Congo [Non-agricultural activities and income inequalities in the community of Kaziba in eastern DR Congo]. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, *56*(1), 60-72.

Navarrete, E. (2015). Optimal Stochastic Pine Stands Harvest Rotation Policies. *Open Journal of Forestry*, *05*(06), 593-606. https://doi.org/10.4236/ojf.2015.56053

Ndeko, M. S. S., Balagizi, K. I., Nihoreye, F. J., Bararunyeretse, P., Ntiharirizwa, S., Mihingano, E. M., Masharabu, T., & Nkengurutse, J. (2021). Etude floristique de la forêt relicte de Lwampango dans la chefferie de Kaziba , Province du Sud-Kivu , RD Congo [Floristic study of Lwampango relict forest in Kaziba chiefdom , South Kivu Province , DR Congo]. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, *56*(1), 1-14.

Ndjomba, C. D., Koubouana, F., Kimbatsa, I. M. C. M., Mabaka, J. M., & Mbela, F. D. (2022). Diversité Floristique, Structure et Estimation du Stock de Carbone par les Peuplements Ligneux de la Forêt Naturelle de la Mondah. *European Scientific Journal, ESJ*, *18*(33 SE-ESJ Natural/Life/Medical Sciences). https://doi.org/10.19044/esj.2022.v18n33p75

Newman, D., & Wear, D. (1993). Production Economics of Private Forestry: A Comparison of Industrial and Nonindustrial Forest Owners. *American Journal of Agricultural Economics*,

75(3), 674-684. https://doi.org/10.2307/1243574

Nghiem, N. (2015). Optimal forest management for timber value and carbon sequestration benefits in tropical planted forests: A case study of household foresters in Vietnam. *Environment and Development Economics*, *20*(6), 746-766. https://doi.org/10.1017/S1355770X14000680

Nghiem, T. (2011). Optimal Forest Management for Carbon Sequestration and Biodiversity Maintenance. In *Massey University*. Massey University, Turitea.

Ngomanda, A., Obiang, N., Lebamba, J., Mavouroulou, Q., Gomat, H., Mankou, G., Loumeto, J., Iponga, D., Ditsouga, F., Koumba, C. roland, Henga-Botsikabobe, K., Okouyi, C., Nyangadouma, R., Lepengue, A., Mbatchi, B., & Picard, N. (2014). Site-specific versus pantropical allometric equations: Which option to estimate the biomass of a moist central African forest? *Forest Ecology and Management*, *312*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.029

Nordhaus, W. (2007). *The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy*.

Onu-redd, P. (2015). *Les bénéfices multiples de la REDD + en RDC : Étude de faisabilité pour une évaluation économique et cartographie*.

Pagiola, S., von Ritter, K., & Bishop, J. (2004). *Assessing the economic value of ecosystem conservation. Environment Department Paper No. 101. 101.*

Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., … Virtanen, R. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology : The Journal of the Society for Conservation Biology*, *24*(1), 101-112. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x

Pattanayak, S. K., Murray, B. C., & Abt, R. C. (2002). How joint is joint forest production? An econometric analysis of timber supply conditional on endogenous amenity values. *Forest Science*, *48*(3), 479-491.

Pearson, T., & Brown, S. (2005). Guide de Mesure et de Suivi du Carbone dans les Forêts et Prairies Herbeuses. In *Winrock International*.

Perez-Quezada, J. F., Olguín, S., Fuentes, J. P., & Galleguillos, M. (2015). Tree carbon stock in evergreen forests of Chiloé, Chile. *Bosque*, *36*(1), 27-40. https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000100004

Peskett, L., Schreckenberg, K., & Brown, J. (2011). Institutional approaches for carbon financing in the forest sector: learning lessons for REDD+ from forest carbon projects in Uganda. *Environmental science & policy*, *14*(2), 216-229.

Peters, B. G. (2000). Policy Instruments and Public Management: Bridging the Gaps. *Journal of Public Administration Research and Theory: J-PART*, *10*(1), 35-47.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., & Sarkar, D. (2016). R Core Team. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*, 1-128.

Pirard, R., Petit, H., & Baral, H. (2017). Local impacts of industrial tree plantations: An empirical analysis in Indonesia across plantation types. *Land Use Policy*, *60*, 242-253. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.038

Powell, I., White, A., & Landell-Mills, N. (2005). Developing Markets For the Ecosystem Services of Forests. *Terracotta Reader. A Market Approach to the Environment*.

Primmer, E., Varumo, L., Kotilainen, J. M., Raitanen, E., Kattainen, M., Pekkonen, M., Kuusela, S., Kullberg, P., Kangas, J. A. M., & Ollikainen, M. (2019). Institutions for governing biodiversity offsetting: An analysis of rights and responsibilities. *Land Use Policy*, *81*, 776-784. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.040

Razakamanarivo, R. H., Razafindrakoto, M.-A., & Albrecht, A. (2010). Fonction puits de carbone des taillis d'eucalyptus à Madagascar. *Bois & Forets Des Tropiques*, *305*(305), 5. https://doi.org/10.19182/bft2010.305.a20438

Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R. M., Carrasco-Letelier, L., & Casnati, C. R. (2019). Influence of contrasting stocking densities on the dynamics of above-ground biomass and wood density of Eucalyptus benthamii, Eucalyptus dunnii, and Eucalyptus grandis for bioenergy in Uruguay. *Forest Ecology and Management*, *438*, 63-74.

Reynolds, T. W. (2012). Institutional Determinants of Success Among Forestry-Based Carbon Sequestration Projects in Sub-Saharan Africa. *World Development*, *40*(3), 542-554. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2011.09.001

Rice, S. (2010). Sampling in geography. In N. Clifford, S. French, & G. Valentine (Éds.), *Key*

Methods in GEography (Second Edi, p. 230-252). SAGE Publication Ltd.

Richards, M. (1999). « Internalising The Externalities » Of Tropical Forestry: A Review Of Innovative Financing And Incentive Mechanisms. *European Union Tropical Forestry Paper No 1*, 44.

Rubilar, R. A., Lee Allen, H., Fox, T. R., Cook, R. L., Albaugh, T. J., & Campoe, O. C. (2018). Advances in silviculture of intensively managed plantations. *Current Forestry Reports*, *4*(1), 23-34.

Safa, M. S. (2005). Socio-economic factors affecting the income of small-scale agroforestry farms in hill country areas in Yemen: A comparison of OLS and WLS determinants. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*, *4*(1), 117-134. https://doi.org/10.1007/s11842-005-0008-7

Saint-Andre, L., Vallet, P., Pignard, G., Dupouey, J.-L., Colin, A., Loustau, D., Le Bas, C., Meredieu, C., Caraglio, Y., Porté, A., Hamza, N., Cazin, A., Nouvellon, Y., & Dhôte, J.-F. (2010). *Estimating carbon stocks in forest stands: 1. Methodological developments* (p. 79-100).

Salam, M. A., Noguchi, T., & Koike, M. (2000). Understanding why farmers plant trees in the homestead agroforestry in Bangladesh. *Agroforestry Systems*, *50*(1), 77-93. https://doi.org/10.1023/A:1006403101782

Salo, S., & Tahvonen, O. (2004). Renewable Resources with Endogenous Age Classes and Allocation of Land. *American Journal of Agricultural Economics*, *86*(2), 513-530.

Sandewall, M., Ohlsson, B., Sandewall, K., & Sy Viet, L. (2010). The Expansion of Farm-Based Plantation Forestry in Vietnam. *AMBIO*, *39*(8), 567-579. https://doi.org/10.1007/s13280-010-0089-1

Schaaf, K., & Allred, S. (2006). Private forest policy tools: A national survey exploring the American public's perceptions and support. *Forest Policy and Economics*, *9*, 316-334. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2005.10.001

Schneider, A., & Ingram, H. (1990). Behavioral Assumptions of Policy Tools. *The Journal of Politics*, *52*(2), 510-529. https://doi.org/10.2307/2131904

Schöttker, O., & Wätzold, F. (2022). Climate Change and the Cost-Effective Governance Mode for Biodiversity Conservation. *Environmental and Resource Economics*, *82*(2), 409-436.

https://doi.org/10.1007/s10640-022-00684-z

Schwendenmann, L., & Mitchell, N. D. (2014). Carbon accumulation by native trees and soils in an urban park, Auckland. *New Zealand Journal of Ecology*, *38*(2), 213-220.

Sefu, A., Musailwa, K., Tanya, B., Mondonge, M., Mukenge, L., Kavusa, K., & MANGAMBU, M. (2020). Climate Risks Assessment, Opportunities Related To the Evolution of Ecosystems and Limitation of the Provision of Ecosystem Services: Landscape Case of South-Kivu (Albertine Riflt, Drc). *International Journal of Research - GRANTHAALAYAH*, *8*(7), 98-117. https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v8.i7.2020.426

Sharma, R., Pradhan, L., Kumari, M., & Bhattacharya, P. (2020). Assessment of Carbon Sequestration Potential of Tree Species in Amity University Campus Noida. *Environmental Sciences Proceedings*, *3*(1), 52. https://doi.org/10.3390/iecf2020-08075

Sikor, T., & Baggio, J. A. (2014). Can Smallholders Engage in Tree Plantations? An Entitlements Analysis from Vietnam. *World Development*, *64*, S101-S112. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.010

Sohngen, B., & Fuss, S. (2010). Forestry Carbon Sequestration. In B. Lomborg (Éd.), *Smart Solutions to Climate Change: Comparing Costs and Benefits* (p. 114-141). Cambridge University Press. https://doi.org/DOI: 10.1017/CBO9780511779015.004

Swallow, B. M., & Goddard, T. W. (2013). Value chains for bio-carbon sequestration services: Lessons from contrasting cases in Canada, Kenya and Mozambique. *Land Use Policy*, *31*, 81-89. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.002

Swallow, S., & N., W. D. (1993). Spatial Interactions in Multiple-Use Forestry and Substitution and Wealth Effects for the Single Stand. *Journal of Environmental Economics and Management*, *25*(2), 103-120.

Tahvonen, O. (2004). Optimal harvesting of forest age classes: a survey of some recent results. *Mathematical Population Studies*, *11*(3-4), 205-232. https://doi.org/10.1080/08898480490513616

Tahvonen, O., & Rautiainen, A. (2017). Economics of forest carbon storage and the additionality principle. *Resource and Energy Economics*, *50*. https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2017.07.001

Tahvonen, O., & Salo, S. (1999). Optimal Forest Rotation within SituPreferences. *Journal of Environmental Economics and Management*, *37*(1), 106-128. https://doi.org/https://doi.org/10.1006/jeem.1998.1055

Tavoni, M., Sohngen, B., & Bosetti, V. (2007). Forestry and the carbon market response to stabilize climate. *Energy Policy*, *35*(11), 5346-5353.

Taylor, P. L. (2005). In the Market But Not of It: Fair Trade Coffee and Forest Stewardship Council Certification as Market-Based Social Change. *World Development*, *33*(1), 129-147. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.007

Tchatchou, B., Sonwa, J. D., Ifo, S., & Tiani, A. M. (2015). Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo: État des lieux, causes actuelles et perspectives. In CIFOR (Éd.), *Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo: État des lieux, causes actuelles et perspectives* (Bogor, Numéro January). https://doi.org/10.17528/cifor/005457

Temgoua, L. F., Solefack, M. C., Nguimdo Vouffo, V. R., Tagne, C., Tanougong, A., Voufo, V., & Belibi, T. (2018). Spatial and temporal dynamic of land-cover/land-use and carbon stocks in Eastern Cameroon: a case study of the teaching and research forest of the University of Dschang. *Forest Science and Technology*, *14*. https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1520743

Tesfaye, M. A., Gardi, O., Anbessa, T. B., & Blaser, J. (2020). Aboveground biomass, growth and yield for some selected introduced tree species, namely Cupressus lusitanica, Eucalyptus saligna, and Pinus patula in Central Highlands of Ethiopia. *Journal of Ecology and Environment*, *44*(1), 1-18. https://doi.org/10.1186/s41610-019-0146-z

Tsewoue, M. R., Tchamba, M., Avana, M. L., & Tanougong, A. D. (2020). Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans le Moungo, Région du Littoral, Cameroun : influence sur l'expansion des systèmes agroforestiers à base de bananiers. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *14*(2), 486-500. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v14i2.15

Tyynelä, T., Otsamo, A., & Otsamo, R. (2002). Changes and alternatives in farmers' livelihood planning in an industrial forest plantation area in west Kalimantan, Indonesia. *Forests, Trees and Livelihoods*, *12*(4), 257-281. https://doi.org/10.1080/14728028.2002.9752431

UNFCCC. (2009). *Rapport de la quinzième session de la Conférence des parties tenue à*

Copenhague du 7 au 19 décembre 2009.

Valsta, L., Lippke, B., Perez-Garcia, J., Pingoud, K., Pohjola, J., & Solberg, B. (2017). Use of Forests and Wood Products to Mitigate Climate Change. In F. Bravo, V. LeMay, & R. Jandl (Éds.), *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change* (p. 205-218). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3_10

Wang, G., Deng, F., Xu, W., Chen, H., & Ruan, H. (2016). Poplar plantations in coastal China: towards the identification of the best rotation age for optimal soil carbon sequestration. *Soil Use and Management*, *32*(3), 303-310.

Wear, D. N., & Parks, P. J. (1994). The economics of timber supply: an analytical synthesis of modeling approaches. *Natural Resource Modeling*, *8*(3), 199-223. https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.1994.tb00182.x

Wolff, S., & Schweinle, J. (2022). Effectiveness and Economic Viability of Forest Certification: A Systematic Review. In *Forests* (Vol. 13, Numéro 5). https://doi.org/10.3390/f13050798

World Bank. (2021). *Carbon Pricing 2021*. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1728-1.

WRM. (2016). *Le projet de plantation d'arbres d'Ibi-Batéké en RDC : où est le succès tant vanté ?* Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales. https://www.wrm.org.uy/fr/articles-du-bulletin/le-projet-de-plantation-darbres-dibi-bateke-en-rdc-ou-est-le-succes-tant-vante

Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, *117*, 234-243. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016

Zapfack, L., Noiha, N., & Tabue, M. (2016). Economic estimation of carbon storage and sequestration as ecossytem services of protected areas: A case study of Lobeke National Park. *Journal of Tropical Forest Science*, *28*(4), 406-415.

Zewdie, M., Olsson, M., & Verwijst, T. (2009). Above-ground biomass production and allometric relations of Eucalyptus globulus Labill. coppice plantations along a chronosequence in the central highlands of Ethiopia. *Biomass and Bioenergy*, *33*(3), 421-428. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.08.007

Zhou, W., & Gao, L. (2016). The impact of carbon trade on the management of short-rotation forest plantations. *Forest Policy and Economics*, *62*, 30-35. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.10.008

ANNEXE

1. Dynamique d'occupation du sol à Kaziba

Tableau 17 : Détection de changement dans l'occupation de sol à Kaziba (2000, 2010, 2020)

Catégories	km²	%
Changement très faible	119,7	59,4
Changement faible	54,7	27,1
Changement très fort	27,2	13,5

Source : auteur

2. Attitudes des ménages vs stratégies de gestion forestière à Kaziba

Tableau 18 : Participation au projet communautaire de protection de séquestration du carbone et conservation de la biodiversité

Modalité	**Fréquence**	**Pourcentage**
Non	31	17,91
Oui	142	82,09
Total	173	100

Source : auteur

Tableau 19 : Valeur des espèces de sous-bois dans les plantations forestières

Valeur de sous-bois dans les forets	**Fréquence**	**Pourcentage**
Non évaluable	1	1,5
Commercialisable	46	67,6
Graine réservée	1	1,5
Paysage de valeur	1	1,5
Protection des sols et des eaux	19	27,9
Total	68	100

Source : auteur

Tableau 20 : stratégies de récolte du bois dans les plantations forestière de Kaziba.

	Eucalyptus		**Pinus**		**Cyprès**	
Types de récolte du bois	Fréquence	%	Fréquence	%	Fréquence	%
Eclaircissement	63	44,68	76	58,46	94	54,33
Eclaircissement et récolte proprement dite du bois	13	9,212	22	16,92	22	12,71
Récolte proprement dite du bois	65	46,0	32	24,62	57	32,96
Total	141	100	130	100	173	100

Source : auteur

3. Effet des activités forestières sur le revenu des ménages

Tableau 21 : Statistique descriptive des variables

Variables	Participation	Non-participation	Tous les ménages
Age	49.94***	42.21***	45.10***
	(1.203)	(0.793)	(0.691)
Sexe	0.890***	0.645***	0.737***
	(0.0238)	(0.0282)	(0.0205)
Etat-cil			
Marié	0.815***	0.769***	0.786***
	(0.0296)	(0.0248)	(0.0191)
Divorcé	0.00578	0.0241***	0.0173***
	(0.00578)	(0.00903)	(0.00606)
Veuf	0.0751***	0.0621***	0.0670***
	(0.0201)	(0.0142)	(0.0116)
Nombre d'années d'études	9.116***	8.645***	8.821***
	(0.474)	(0.254)	(0.238)
Nombre de travailleurs	2.948***	1.914***	2.300***
	(0.507)	(0.105)	(0.201)
Personnes à charge (6 ans ou plus)	5.156***	4.038***	4.456***
	(0.355)	(0.172)	(0.172)
Distance maison et exploitation forestière	90.93***	40.08***	59.08***
	(28.41)	(6.251)	(11.35)
Distance exploitation forestière et route	242.4***	192.3***	211.0***
	(47.68)	(28.63)	(25.27)
Activité principale	2.763***	2.438***	2.559***
	(0.0694)	(0.0490)	(0.0408)
Accès au credit	0.237***	0.307***	0.281***
	(0.0324)	(0.0271)	(0.0209)
Membre association	0.260***	0.334***	0.307***
	(0.0335)	(0.0278)	(0.0215)
Dimension de terre possédée	4.984***	0.0276	1.880***
	(0.436)	(0.0208)	(0.198)
Dimension de terre possédée au carré	57.48***	0.126	21.56***
	(15.41)	(0.106)	(5.890)
Formation sur l'agroforesterie	0.347***	0.166***	0.233***
	(0.0363)	(0.0219)	(0.0197)
Observations	173	290	463

Standard errors in parentheses *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Sources : auteur

3.1.Test de validation des instruments (test de falsification)

Tableau 22 : Paramètres estimés du test de validation des instruments sélectionnés

VARIABLES	Participation 1/0
Formation sur l'agroforesterie	0.612***
	(0.139)
Constant	-0.472***
	(0.0693)
Test de Wald sur la formation sur l'agroforesterie	Chi2=19.41***
Pseudo R2	0.0317
Observations	463

Erreur standard en parenthèse *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Source : auteur

3.2. Déterminants de participation et équation des revenus des ménages

Tableau 23 : Equation de participation et des revenus des ménages

Variables	Probit (Participation 1/0)	Regression par commutation endogène	
	Effets marginaux	Equation de revenu pour les forestiers	Equation de revenu pour les non forestiers
Age	0.0226**	0.00745***	0.00709***
	(0.0112)	(1.45e-09)	(7.77e-10)
Sexe	0.875**		
	(0.371)		
Etat-civil : Marié(e)	-0.200		
	(0.503)		
Divorcé(e)	0.0644		
	(1.008)		
Veuf	-0.489		
	(0.922)		
Nombre d'années d'études	0.0248	-0.00775***	0.0476***
	(0.0339)	(3.51e-09)	(2.17e-09)
Nombre de travailleurs	-0.0762	0.00366***	0.126***
	(0.0766)	(4.73e-09)	(5.06e-09)
Personnes à charge (6 ans ou plus)	0.0541	0.0155***	0.0157***
	(0.0427)	(6.77e-09)	(3.05e-09)
Distance maison et exploitation forest	-0.000368		
	(0.00175)		
Distance exploitation forestière et route	-2.63e-06		
	(0.000472)		
Activité principale	0.303*		
	(0.161)		
Accès au crédit	-0.471		
	(0.459)		
Membre d'une association	0.811*		
	(0.444)		
Dimension de terre possédée	2.126***	0.0762***	-0.218***
	(0.169)	(8.10e-09)	(1.14e-07)
Dimension de terre possédée au carré	-0.0416***	-0.00174***	0.0718***
	(0.00344)	(2.15e-10)	(2.13e-08)
Formation sur l'agroforesterie	0.402		
	(0.298)		
$\sigma_{1\mu}\tau_1$		2.04e-08	

		(2.07e-08)	
$\sigma_{0\mu}\tau_0$			-8.03e-08
			(1.11e-06)
Constant	-4.573***	7.748***	5.779***
	(0.939)	(1.09e-07)	(4.18e-08)
$\rho_{1\mu}$		-0.3474***	
		(.0098935)	
$\rho_{0\mu}$			0.2262***
			(.0707694)
Log Likelihood	-68.361307		
LR chi2(16)	475.24		
Prob > chi2	0.0000		
Pseudo R2	0.7766		
Observations	463	173	290

Erreur standard en parenthèse *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Source : auteur

4. Questionnaire d'enquête

I. Statut social des agriculteurs

ID…… Groupement……. Village……

Coordonnées géographiques : 1) Latitude (dd)……2) Longitude (dd) ……3) altitude……..(m)

N⁰	I. Identification de L'enquêté		Code	N⁰	Identité de l'enquêté (suite)		code	II. Type d'habitation du ménage				Code
1	**Quel est l'âge ?**	…… ans		1	**Appareils d'information disponibles dans les ménages**	……..		**1.** maison en paille 2. maison en brique 3. maison en semis durable 4. maison en dobe				
2	**Sexe de l'enquête ?**	1. Homme 2. Femme		2 3	**Quelle est l'activité principale du chef de l'exploitation ?**	1. Agriculteur 2. Exploitant forestier 3. Commerçant, 4. Petit métier (tailleur, peintre, menuisier, maçon) 5. fonctionnaire publique (enseignant etc.)		**III. Bétail possédé**				
3	**Etat-civil**	1. Célibataire 2. Marié (e) 3. Veuf (ve)						**type**	**nombre**	**Mode d'accès**	**Cout d'accès**	**Prix unitaire**
4	**Niveau d'étude de l'exploitant**	1. Aucun 2. Primaire 3. Secondaire 4. Supérieur/univ			**Quelle est l'activité secondaire du chef de l'exploitation ?**	1. Agriculteur 2. Exploitant forestier 3. Commerçant, 4. Petit métier (tailleur, peintre, menuisier, maçon) 5. fonctionnaire publique (enseignant etc.)						
5	**Nombre d'année d'étude**	……..										
5	**Nombre des personnes dans le ménage**	Age / M / F 0-15 ans 16 à 45 ans 45 à 60 ans 60 ans			**Combien d'années exercez-vous cette activité non agricole ?**	1. une année 2. deux ans 3. plus de trois ans		**Bovins**				
								Ovins				
								Caprins				
					Nombre des ménages qui travaille dans l'exploitation	……..		**Porcs**				
								Volailles				
6.	**Nombre de personnes de scolarisés**	……..		4	**Appartenance à une association**	1. oui 2. Non Type d'association :						

Légende : mode d'accès bétail : 1. Achat 2. Dons 3. Crédit association 4. Héritage et 5. Autres à préciser…….

II. Statut financier du ménage

1. Avez-vous accès au crédit ? 1. Oui 2. Non

2. Si oui, de combien estimez-vous votre dernier crédit ? (en $)……

3. Quel est votre statut financier ? (source de financement de vos activités) 1. fonds propre 2. Fonds empruntés 3. Transferts et dons

4. Sources de revenu ? veuillez répondre à la question en complétant les éléments du tableau ci-dessous suivant chaque activité exercée par le chef du ménage :

Activités économiques non agricoles	**Revenu par an en $**
1.	
2.	
3.	
4.	
5.	

5. Avez-vous reçu des transferts et dons d'un ami, membre de la famille ou des bienfaiteurs ? 1. Oui 2. Non
6. Si oui, à combien estimez-vous le dernier transfert/don reçu ?.....$
7. Et quand est-ce que vous avez reçu ces transferts et don ?.....
8. Avez-vous reçu des subventions au prêt du gouvernement pour la gestion de votre forêt ? 1. Oui 2. Non
9. Si oui, Capital : type..... valeur en $.....
   Semences et plants : type :.....valeur en $.....
   Support technique : ..... valeur en $.....
   Autres : ……..
10. Avez-vous reçu des assistances techniques des ONG ? 1. Oui 2. Non
11. Si oui, Capital : type..... valeur en $.....
    Semences et plants : type :.....valeur en $.....
    Support technique : ..... valeur en $.....
    Formations techniques sur la foresterie ou l'agroforesterie : 1. Oui 2. Non
    Autres : ……..

III. Questions relatives aux activités forestières des ménages

1. Quel est le nombre des champs dont vous possédez ? 1. Un champ ☐ 2. Deux champs ☐ 3. Trois champs ☐ 4. Plus de trois champs ☐

2. Quelle est la dimension de chacun d'eux **? (**Pour chaque champ précisez le mode de détention et complétez aussi les éléments y afférant dans ce tableau**)**

champs	Superficie	Quel est le statut d'occupation des champs?	Quel est le cout d'accès en $	Quelle est la dimension du champ exploitée	Type d'exploitation (1=forestière, 2=agricole)	Appréciation du niveau de fertilité (*1=faible, 2=moyen et 3=forte)*	Présence de pentes (*0=absente, 1=très faible, 2=moyen, 3=modérée et 4=forte)*	Distance champ-maison (heures)	Distance champ-route (heures)
1									
2									
3									
4									
5									

Légende :(statut d'occupation : 1. Kalinzi, 2. Métayage, 3. Don, 4. Achat, 5. Héritage ; Superficie ou la dimension en ha

2. Si votre famille bénéficie d'un soutien, êtes-vous prêt à cultiver diverses espèces végétales pour améliorer les valeurs susmentionnées ? 1. Oui 2. Non
3. Si oui, veuillez indiquer vos raisons……..
4. Sinon, veuillez indiquer vos raisons ……..
5. Type d'espèces d'arbres cultivées, veuillez remplir les informations du tableau ci-dessous :

Champs	Espèces d'arbres exploitées (1. Cyprès, 2. Grivellea, 3. Eucalyptus, 4. Pinus, 5. Autres à préciser)	Système de récolte (Exploitation en clair, Enregistrement de sélection, Enregistrement en groupe, Autres)	Age de l'arbre	Densité de l'arbre par ha	Volume estimé (m3 par ha)	Année de récolte estimée (calendrier solaire)	Valeur estimée de la forêt (prix de l'arbre et de la terre)
1							
2							
3							
4							
5							

6. Y-a-t-il des plantations sauvages et des cultures de sous-bois dans vos forêts de production ? 1. Oui 2. Non
7. A laquelle des valeurs suivantes ces espèces végétales appartiennent-elles ? 1. Commercialisable 2. Protection des sols et des eaux 3. Paysage de valeur 4. Reserve des semences 5. Non évaluable

IV. Structure des coûts, commercialisation et estimation des revenus forestiers

1. Cout de production sur base de la surface forestière, veuillez compléter les informations relatives aux éléments du tableau suivant :

Champs	Matériaux en phase d'établissement de la forêt (Engrais et Semences en $)	Laboureurs au stade de l'établissement de la forêt	Entretien de la forêt la première année	Entretien de la forêt au cours de la deuxième année	Entretien de la forêt au cours de la troisième année	Entretien de la forêt entre 5 ans et plus	coût de protection de la forêt	récolte du bois	Transport du bois	autres coûts
1.										
2.										
3.										
4.										
5.										

2. Commercialisation et estimation du revenu forestier, veuillez compléter les informations relatives aux éléments du tableau suivant :

Champs	Type des produits/récolte (éclaircissement, récolte du bois)	Nombre d'arbres récolté/vendu	Volume du bois récolté en m3	Surface de la forêt récoltée en ha	Prix de vente (en $ par bois vendu ou volume du bois vendu : à préciser)	Lieu de vente
1						
2						
3						
4						
5						

V. <u>Stratégies de gestion des forêts par les propriétaires :</u>

1. Décidez-vous de participer aux activités forestières en fonction de (en priorité de 1 à 3) : 1. Protection des sols et des eaux, 2. Profit et donc de sa valeur économique, 3. situation économique de la famille, 4. manque d'autres activités économiques dans la région, 5. Capital d'autofinancement, 6. Terres forestières accessibles facilement, 7. Décisions des ménages voisins, 8. Politiques du gouvernement, 9. Vulgarisation par les ONG
2. Avez-vous bénéficié des conseils professionnels ? 1. Oui 2. Non
3. Décidez-vous d'exploiter les forêts et d'effectuer un cycle de gestion en fonction de (en priorité de 1 à 3) : 1. Âge de la forêt ; 2. Prix du bois ; 3. Situation économique de la famille ; 4. Politiques du gouvernement ; 5. Décisions des ménages adjacents ; 6. Capital d'autosuffisance, 7. Autres raisons……

4. Si vous êtes soutenu par le gouvernement pour retarder l'exploitation des forêts, combien aimeriez-vous recevoir ($/ha/an) pour retarder l'exploitation ? veuillez compléter les informations relatives aux éléments du tableau suivant :

Année	Montant en $ et par ha
1 an	
2 ans	
3 ans	
4 ans	
5 ans	
6 ans	
7 et plus	

5. En plus de fournir du bois, les forêts de plantation ont une valeur environnementale, notamment en ce qui concerne le piégeage du carbone. De nombreux organismes, entreprises et particuliers sont prêts à verser de l'argent aux exploitants forestiers pour qu'ils conservent leurs forêts à des fins de piégeage du carbone. Supposons que vous receviez de l'argent en gardant vos forêts pour la séquestration du carbone, quelles méthodes de paiement voudriez-vous choisir?
   a. Paiement annuel (vous recevrez des paiements annuels pour le service du carbone à partir de la fermeture du couvert forestier ou à partir de l'année 4 jusqu'à l'exploitation de la forêt).
   b. Paiement intégral lors de la création de la forêt et vous devez signer un engagement à conserver votre forêt jusqu'à ce qu'elle atteigne un certain âge.
6. Quel montant serait raisonnable (en $/ha/an)……..
7. et jusqu'à ce que les années suivantes, vous vous sépariez de vos forêts (en $/ha/an)…….
8. Supposons qu'un investisseur veuille créer des forêts dans une zone avec la participation des ménages. Outre les revenus tirés de la vente de bois, vous recevrez des paiements pour conserver vos forêts afin de piéger le carbone. Êtes-vous prêt à s'unir à d'autres ménages pour planter des forêts afin de soutenir le service du carbone, comme l'exige le projet (par exemple : même espèce, même temps, même technique) ?
   1. Oui, Raisons…….
   2. Non, Raisons……
9. Procédure nécessaire pour s'unir entre les ménages pour un même projet de foresterie communautaire : ……
10. Y-a-t-il déjà un projet communautaire en cours? 1. Oui 2. Non
11. Lequel ?.....
12. Obstacles à lever…….....

VI. Activités agricoles, structures des coûts et commercialisation

1. Veuillez compléter le tableau suivant en tenant compte des éléments repris :

Produits agricoles	Nombre de fois par saison culturale	Nombre de personnes engagées par cycle	Prix de la main d'œuvre en $	Coût des intrants et semences	Coût de matériel de production	Coût de production (plantation, entretien, et récolte, transport)	Quantité produite (en Kg, bidons, sac… en fonction de produit)	Quantité vendue (en Kg, bidons, sac… en fonction de produit)	Prix de vente (en $ par unité selon le produit)

VII. Structure des dépenses alimentaires et de soins de santé

1. Quels sont les aliments des bases les plus consommés chez vous ?, veuillez répondre à la question en complétant les éléments du tableau suivant :

Produits consommés	Unité de mesure	Quantité	Nombre de fois par jour	Prix unitaire

2. En moyenne combien vous dépensez pour les autres besoins par mois (en $) ? ……
3. Combien de fois au cours de cette année vous êtes allé au centre de santé ou à l'hôpital pour raison de maladie de vos membres ?.....
4. Avez-vous payé en moyenne combien pour les soins de santé (en $) ?.....
5. Très souvent qui paye la facture des soins de santé ?.....

Merci pour le temps nous accordé.

MUKENGE NAMUBAMBA Adolphe, *Etudiant en Master en économie de l'environnement et des ressources naturelles à l'Université du Burundi. La version virtuelle de cette fiche d'enquête a été faite avec l'outil Kobocollect. ©2021-2022.*